

# **DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS**

**LANSZKINÉ SZÉLES GABRIELLA**

**KAPOSVÁRI EGYETEM  
AGRÁR ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR**

**2018**

DOI: 10.17166/KE2018.001

KAPOSVÁRI EGYETEM  
AGRÁR ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR  
Vadbiológiai és Etológiai Intézeti Tanszék

A doktori iskola vezetője:  
DR. KOVÁCS MELINDA  
MTA levelező tagja

Témavezető:  
DR. MOLNÁR TAMÁS  
egyetemi docens

**HÁZIMACSKÁK TÁPLÁLKOZÁSVIZSGÁLATA  
HORVÁTORSZÁGI SZIGETEKEN ÉS EURÓPAI  
ÖSSZEGZÉSBEN**

Készítette:  
**LANSZKINÉ SZÉLES GABRIELLA**

KAPOSVÁR  
2018

## **Az értekezésben található fontosabb rövidítések jegyzéke**

<b>B<sub>A</sub></b>	standardizált táplálkozási niche-szélesség
<b>E</b>	százalékos előfordulási gyakoriság
<b>E<sub>i</sub></b>	Ivlev-féle preferenciaindex
<b>n</b>	mintaszám
<b>N</b>	táplálékelemek taxononkénti száma
<b>n.m.</b>	nem meghatározható táplálék taxon
<b>RE</b>	százalékos relatív előfordulási gyakoriság
<b>SE</b>	átlag szórása

## TARTALOMJEGYZÉK

	<u>oldal</u>
<b>1. BEVEZETÉS</b>	3
<b>2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b>	7
2.1. A házimacska domesztikációja	7
2.2. A házimacskák és a vadmacska táplálkozási szokásai	9
2.3. Inváziós állatfajok - különösen a házimacska - szigeteken betöltött szerepe és az állománykezelés egyes lehetőségei	11
2.4. Fészekaljpredációs tesztek	16
2.5. Problémafelvetés	17
<b>3. CÉLKITŰZÉSEK</b>	22
<b>4. ANYAG ÉS MÓDSZEREK</b>	24
4.1. Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálatának módszerei	24
4.2. A házimacskák és a vadmacska európai összehasonlító táplálékösszetétel-elemzésének módszerei	32
4.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészekaljpredációs teszt módszertana	36
4.4. Felmérések a kistestű madarak természetes csapdájaként működő ólomvirág hatásának becsléséhez	38
4.5. Statisztikai értékelés	39
<b>5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK</b>	43
5.1. Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata	43
5.2. A házimacskák és a vadmacska európai összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata	57

5.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészkaljpredációs teszt	70
5.4. Esettanulmány az ólomvirág, mint a szigeteken telelő kistestű madarak természetes csapdájáról. Felhívás újabb vizsgálatokra	74
<b>6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK</b>	<b>77</b>
6.1. Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálatának főbb megállapításai	77
6.2. Házimacskák és a vadmacska európai összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálatának főbb megállapításai	79
6.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészkaljpredációs teszt főbb megállapításai	80
6.4. Az ólomvirág, mint a kistestű madarak természetes csapdája szerepének a vizsgálata során tett főbb megállapítások	81
6.5. Javaslatok	81
<b>7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK</b>	<b>84</b>
<b>8. ÖSSZEFOGLALÁS</b>	<b>85</b>
<b>9. SUMMARY</b>	<b>89</b>
<b>10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b>	<b>93</b>
<b>11. IRODALOMJEGYZÉK</b>	<b>94</b>
<b>12. A DISSZERTÁCIÓ TÉMAKÖRÉBŐL MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK</b>	<b>112</b>
<b>13. A DISSZERTÁCIÓ TÉMAKÖRÉN KÍVÜLI PUBLIKÁCIÓK</b>	<b>113</b>
<b>14. RÖVID SZAKMAI ÉLETRAJZ</b>	<b>119</b>
<b>MELLÉKLETEK</b>	

## 1. BEVEZETÉS

A **kisméretű tengeri szigeteken** élő növény és állatfajok populációi általában kicsik, elterjedésük szűk, genetikai diverzitásuk mérsékelt (Blondel 1995, Underwood et al. 2009). Ezért, még a környezetük kismértékű változása is lényegesen befolyásolhatja a fennmaradásukat (Vitousek 1988, Whittaker és Fernández-Palacios 2007). Az európai mediterrán térség a világ egyik legfontosabb biodiverzitás központja (Nikolić et al. 2008, Blondel et al. 2010), de emellett különösen sebezhető is (Underwood et al. 2009). Közismertek a mediterrán területeken, köztük az Adriai-tenger szigetvilágában a tájat, az élőhelyeket és a biodiverzitást befolyásoló, kétezer éve folyamatosan érvényesülő emberi behatások (Blondel et al. 2010, Jelaska et al. 2010). Ugyanakkor az Adriai-tenger keleti partvidékén és szigetvilágán a biodiverzitás feltárása még csak most zajlik, a hiányos ismeretek miatt az ökológiai problémák hatásait nehéz megbecsülni. Az Adriai-tenger szigetvilágának biodiverzitás-csökkenését elsősorban az élőhely leromlás, részben a nem őshonos ragadozók, mint például a házimacska (*Felis silvestris catus*), a házi patkány (*Rattus rattus*) és a jávai mongúz (*Herpestes javanicus auropunctatus*) behurcolása (Barun et al. 2008) okozza. A szigetekre behurcolt ragadozókkal kapcsolatos problémakörök közül az értekezésemben a házimacska ökológiai szerepéhez kapcsolódó témakörökre fókuszálok.

A **házimacska** természetes folyamat eredményeképp évezredek óta együtt él az emberrel, népszerű társállatunk (Fitzgerald 1988, Randi és Ragni 1991, Driscoll et al. 2009). Emberi közvetítéssel a világ majd minden pontjára eljutott, gyakran súlyos természetvédelmi problémákat, esetenként fajok kihalását okozva (Fitzgerald 1988, Dickman 1996a, 1996b, Lowe et al. 2000,

Blancher 2013, Doherty et al. 2014, 2016b). A házimacskát ezért a világ 100 legtöbb problémát okozó inváziós állatfajai között tartják számon (Lowe et al. 2000). Többféle házimacska csoport különböztethető meg az emberhez való kötődés jellegétől, szorosságától függően, például ház vagy gazdaság (farm) körül élő, elcsavargó, háztól rövid időre elkóborló, vagy teljesen elvadult (pl. Liberg 1984, Liberg és Sandell 1988, Pearre és Maass 1998), amelyek táplálékbázisa is eltér.

A **ház körül élő házimacska** (Liberg 1984) nagyban függ a gazdája által biztosított tápláléktól (az ellátástól), nem függ a táplálékért történő vadászattól (Dickman 1996b). Ennek az állományait nem korlátozzák a vadon élő prédafajok (Woods et al. 2003), ugyanakkor a házimacska képes elvadulni, a szelíd (ház körül élő) állapotból az elvadult (szabadon élő) állapotra váltani (Fitzgerald 1988, Liberg és Sandell 1986). A ház körül élő házimacskához képest az **elvadult házimacska** képes fenntartani magát házi táplálék nélkül, vagy annak nagyon ritka fogyasztása mellett (Liberg 1984, Biró et al. 2005, Doherty et al. 2015), tekintve hogy kiváló vadász (Turner és Meister 1988). A saját vizsgálataimban is ez a két házimacska csoport szerepel.

A vizsgálataim **új ismereteket** hozhatnak abban, hogy a házimacskák táplálkozás-ökológiája alig ismert a mediterrán szigeteken (Clevenger 1995, Bonnaud et al. 2011), és ismeretlen az Adriai-tenger szigetein, különösen ott, ahol a házimacska az egyetlen ragadozóemlős-faj és a táplálékpiramis csúcsán helyezkedik el. A *Felis* genusba tartozó típusok táplálkozásának európai kutatottsága nagyon különböző. Bár számos területen végeztek vizsgálatokat, a ház körül élő és az elvadult macskák európai táplálék-összetételéről eddig nem készült összegző tanulmány, továbbá a különböző macska típusok táplálék-összetételei közötti különbségek is kevésbé feltártak.

Ezért egy európai léptékű, *Felis* genuson belül végzett összehasonlító vizsgálatba bevontam az európai vadmacskát (*Felis s. silvestris*) is. Ezzel, különösen az elvadult házimacska és a vadmacska táplálkozása között kisebb léptékben (Magyarország: Biró et al. 2005, Franciaország: Germain et al. 2009) kimutatott különbségeket terveztem nagyobb léptékben összehasonlítani irodalmi adatok alapján.

A **vadmacska** európai elterjedése az erőteljes állománycsökkenés (élőhelyek szűkülése és vadászati nyomás) miatt folszerű, az állományai felaprózódtak (Stahl és Artois 1994, McOrist és Kitchener 1994, Yamaguchi et al. 2015). Napjainkban állományára legnagyobb veszélyt az elvadult és a kikóborló házimacskákkal való hibridizáció jelenti (Pierpaoli et al. 2003, Yamaguchi et al. 2015). Emellett veszélyeztetik a házimacskák által közvetített betegségek (Yamaguchi et al. 2015), valamint feltételezhető a házimacskákkal fennálló táplálkozási versengés is (Corbett 1979, Biró et al. 2005). Különösen az elvadult házimacska állományának magas sűrűsége (Woods et al. 2003) és a vadmacska állomány alacsony sűrűsége esetén állhat fenn köztük versengés az élőhely-használatban (Corbett 1979, Biró et al. 2004) és a táplálkozásban (Corbett 1979, Biró et al. 2005).

A szigetek állatvilágát a természetes ragadozók és a már említett behurcolt állatfajok is veszélyeztetik, amelyeknek kevésbé feltárt az Adriai-tengeri szigetek élővilágára gyakorolt hatása. A **predációs ráták** ismerete különösen fontos lenne a szigetek biodiverzitásának a megőrzéséhez, az állománykezelési módszer(ek) helyes megválasztásához. A predációs ráták és a ragadozók ismeretéhez a fészekpredációs tesztek jól alkalmazhatók.

Az Európán keresztül **vonuló madarakat** számos tényező **veszélyezteti** a mediterrán országokban, például a vadászat és a hálózás. Az ebből eredő nyomás különösen nagy a szigeteken (Crick és Jones 1992, Blondel et al.



2010). Horvátországban, Olib szigetén a telelő kistestű énekesmadarak, köztük a sárgafejű királyka (*Regulus regulus*) további veszélyeztető tényezőit is megfigyelték. Ilyen a házimacska általi predáció (Purger et al. 2008), de különleges esetben akár egy nagyobb keresztespók erősebb hálója is a királykák pusztulását okozhatja (Lanszki et al. 2008). A közismert mortalitáshoz vezető okok mellett kevésbé ismert tényezők is lehetségesek.

Értekezésem megírására az Adriai-tenger szigetvilágának gazdag, figyelemre érdemes természeti és kulturális örökségének megőrzése iránti érdeklődésem vezetett. A szigeteken végzett kutatómunkában - ami az értekezésem alapját jelenteti – a CRO-17/2006 „*A biodiverzitás fenntarthatósága valódi és ökológiai szigeteken*” című horvát – magyar kormányközi Tudományos és Technológiai együttműködési program keretében vettem részt. A kutatócsoportban együtt dolgoztam a Pécsi Tudományegyetem, a Kaposvári Egyetem, a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, valamint a Horvát Madártani Intézet és a Horvát Természettudományi Múzeum kutatóival. Tekintettel arra, hogy közös munka volt, az értekezésem megfogalmazásakor ezért használok többes számot. Tevőlegesen a kutatástervezésben, a terepi adatgyűjtésekben, az irodalomgyűjtésben és -feldolgozásban, a gyűjtött minták laboratóriumi feldolgozásában, az eredmények értékelésében vettem részt.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1. A házimacska domesztikációja

*„Az ember és a kutya ősi szövetségét a két szerződő fél önkéntesen, minden kényszer nélkül ratifikálta. Minden más háziállatunk a valódi rabság kerülőútján domesztikálódott – kivéve a macskát, de hát a macska még ma sem igazi háziállat” /Konrád Lorenz, 1983/*

A házimacska napjainkban is csak félig háziasított társállatunknak tekinthető (Lorenz 1983, Anghi 1990). Megközelítően tízezer éve szegődhetett a vadmacska az emberhez, azonban a tudatos háziasítása sokkal rövidebb időt ölel fel. A régészeti, kulturális és genetikai bizonyítékok alapján kb. 12.000 évvel ezelőtt számos faj háziasításának elsődleges helyszíne a Termékeny Félhold területe volt (Driscoll et al. 2009). A Termékeny Félhold területén, a Közel-Kelet legkorábbi mezőgazdasági neolit településein kezdődött a vadmacska és az ember kapcsolata is. Mivel ezeken a területeken vette kezdetét a mezőgazdasági termelés, így szükségessé vált a termények raktározása és kereskedelme. A gabonát fogyasztó rágcsálók táplálékforrást biztosítottak a macskáknak. Ezáltal az ember és a macska egy érdekközösségbe került, az ember számára ennek haszna a rágcsálóirtásban rejlett. A vadmacska önként telepedett az ember által épített gabonátárolók köré, főként a helyhez való hűség jellemezte és jellemzi. Már kezdetben bizonyos fokú szelídülés történhetett, de a macskák nem irányíthatók ma sem. A macskák háziasítása azonban nem a szokásos módon mehetett végbe. Több elmélet is létezik, de feltehető, hogy az emberi környezetet kihasználó vadmacskákat egyszerűen az emberek tolerálták, és így idővel fokozatosan eltértek vad rokonaiktól. Míg a gazdasági haszonállatok és a kutya emberhez való alkalmazkodása nagymértékben mesterséges szelekció eredménye volt,

a házimacska a természetes szelekcióé (Driscoll et al. 2009). Alig 150 évvel ezelőtt Darwin (1868) még arról számolt be, hogy Angliában nincsenek házimacska fajták - a nemesítés hiánya miatt. A mesterséges szelekció hatékonysága a modern fajták kitenyésztéséhez csak az elmúlt 200 év során teljesedett ki.

Cipruson feltártak egy 9500 évvel ezelőtti macska-ember együtt temetésből származó kőkorszaki macska leletet (Hu et al. 2014). Így viszonylag jól megőrződött DNS-sel is rendelkezünk több ezer évvel ezelőtt élt macskáról. A lelet azért is figyelemfelkeltő, mert a macska nem őshonos a mediterrán szigeteken, csak a szárazföldről kerülhetett oda (Hu et al. 2014).

Az újabb genetikai kutatások is azt bizonyítják, hogy a házimacska nem különbözik lényegesen a vadmacskától. Driscoll et al. (2007) vizsgálata szerint a vadmacska alfajok: *Felis silvestris silvestris* Európában, *F. s. lybica* Észak-Afrikában és a Közel-Keleten, *F. s. ornata* Közép-Ázsiában, *F. s. cafra* Dél-Afrikában, *F. s. bieti* a tibeti fennsíkon, plusz a hatodik alfaj a *F. s. margarita*, az Észak Afrikától Közép-Keletig előforduló homoki macska voltak.

A házasítás legalapvetőbb feltételei az embertől való függőség, a táplálék és az élettér biztosítása, valamint az irányított tenyésztés. A közel egy milliárd háztartásban élő házimacska legalább 97%-a véletlenszerűen szaporodik. A házimacskáknak csak egy kis hányadát, főként a bejegyzett fajtákat szaporítják tenyésztési program szerint (Driscoll et al. 2009). A házimacska a jelenkorban a rágcsálóirtáson kívül, a már említett társállat szerepét is betölti. Társállatok a háziállatok közül a 'kedvencként' különösebb hasznos funkció nélkül tartott állatok (Topál és Hernádi 2011).

## 2.2. A házimacskák és a vadmacska táplálkozási szokásai

A ház körül élő házimacskák étrendjében gyakoriak az emberi környezetben fellelhető táplálékok („házi koszt”, pl. macska táp, konyhai maradék; Fitzgerald 1988), és bár a macskák etetése csökkenti a késztetést a vadászatra (Turner és Meister 1988), esetükben is ismert nagyszámú prédaejtés (pl. Churcher és Lawton 1987, Woods et al. 2003, Loyd et al. 2013), prédát az éhségtől függetlenül is ejtenek. Fő táplálékot számukra a házi koszt mellett kisemlősök (főként rágcsálók) jelentik (Fitzgerald 1988), de gyakori lehet a kistestű madarak, vagy az ízeltlábúak fogyasztása is (1. melléklet).

Az **elvadult házimacskák** táplálékmintázata szigeteken (Kanári-szigetek: Medina és Nogales 2009, globálisan: Bonnaud et al. 2011, Medina et al. 2011) vagy Ausztráliában (Dickman 1996a, 1996b, Doherty et al. 2015) végzett meta-analízisekből és review tanulmányokból jól ismert. Fő táplálékaik többségben kisemlősök (köztük kártevők is), de madár (Liberg 1984, Pearre és Maass 1998) vagy üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*; Corbett 1979, Liberg 1984, Ozella et al. 2016) dominanciáját, illetve hullók gyakori fogyasztását is kimutatták (Dickman 1996a, 1996b, Doherty et al. 2015, Lanszki et al. 2016, 1. melléklet). Területtől függően, az elvadult házimacska legfontosabb zsákmányállatai lehetnek emlősök, például patkányok (amelyek önmaguk is mezopredátor fajok), egerek, nyulak (Liberg és Sandell 1988, Pearre és Maass 1998, Nogales és Medina 2009, Hervías et al. 2014). Ugyanakkor, a kisemlősök korlátozott hozzáférése esetén, vagy a madarak fészkelési időszakában, a szigeteken élő macskák megváltoztathatják táplálkozásukat és madarakkal vagy akár őshonos

hüllőkkel is táplálkozhatnak azok szaporodási időszakában (Fitzgerald 1988, Peck et al. 2008).

A **vadmacska** táplálékmintázatát és az azt befolyásoló tényezőket több tanulmányban (pl. Corbett 1979, Moleón és Gil-Sánchez 2003, Malo et al. 2004, Biró et al. 2005, Lozano et al. 2006, Apostolico et al. 2016) is elemezték. Skóciában a vadmacska táplálékában vagy az üregi nyúl (Corbett 1979), vagy a kisémlősök (Hewson 1983) domináltak. A kontinensen a fő táplálékai jellemzően, szintén kisémlősök vagy ahol rendelkezésre állnak nyulak; ezek mellett néhány táplálék típus (madarak, hüllők és gerinctelenek) szerepe lehet számottevő (1. melléklet). Mérsékelt égövi területeken a kisémlős táplálék mellett, inkább madarak fordulnak elő (pl. Sládek 1973, Biró et al. 2005, Germain et al. 2009). Az Ibériai-félszigeten a kisémlősök mellett számottevő az üregi nyúl- (Gil-Sánchez et al. 1999, Sarmiento 1996, Malo et al. 2004), valamint a hüllőfogyasztás (Moleón és Gil-Sánchez 2003, Malo et al. 2004, Apostolico et al. 2016). Más táplálék típusok (pl. kétéltűek, halak, háziállatok, madártojások, ízeltlábúak) ritkán vagy kis mennyiségi arányban szerepelnek az étrendben (Moleón és Gil-Sánchez 2003, Biró et al. 2005, Lozano et al. 2006).

### *Vadászati szokások*

A szelídítés és a hosszabb fogság a háziállatok szervezetében többféle változást szokott maga után vonni, a házimacska azonban kevésbé változott meg a háziasítás során, ezt bizonyítja az évezredes korú múmiákkal való összehasonlítás (Zimmermann és Zimmermann 1944, Hu et al. 2014). A macskák a takarást kihasználva az „ül és vár” és a lopakodó (cserkelő) vadászatot egyaránt alkalmazzák. Vadászati stratégiájuk jellemzői: opportunistá ragadozók (vagyis a leggyakoribb és legkisebb

energiabefektetéssel megszerezhető táplálékot fogyasztják), a különböző préda fajokat hozzáférhetőségük szerint kezelik és/vagy hulladékból is táplálkoznak (Turner és Meister 1988).

A házimacska félig-meddig kúszva, nyakát behúzva, fedezékben lopakodik a madár közelébe így próbál észrevétlen maradni (Morris 1986, Turner és Meister 1988). Nem ugrik rá a prédára, míg testközelbe nem kerül és nem üldözi hosszan a zsákmányát. Azonban a cserkészésben lehet gyorsabb kúszó és futó szakasz is, majd megáll és vár, végül ugrik. Zsákmányát azonnali halált okozó harapással öli meg. Sok esetben a házimacska játszik a zsákmányával mielőtt megölné. Ide-oda pofozgatja áldozatát. A zsákmányállat gyakran belepusztul a stressz okozta félelembe. A kölykeit nevelő házimacska élő állatot visz a fészkébe, hogy kölykeit motiválja és megtanítsa a zsákmány megölésének a fogásait. A madarak közül a kisebb példányokat egészben fogyasztja el a hosszú farok-, és szárnytollak kivételével. A rigó nagyságú madarakat megkopasztja kissé, de közben fogyaszt a zsákmányból. A nagyobb madarakat, például a galambot gondosan megkopasztja. A macska a frissen elejtett zsákmányát a gazdája elé viszi. Zsákmány haza hordáskor úgy viselkedik, mintha az ember a kölyke, vagy kölyök helyettesítő lenne (Morris 1986, Turner és Meister 1988).

### **2.3. Inváziós állatfajok - különösen a házimacska - szigeteken betöltött szerepe és az állománykezelés egyes lehetőségei**

A behurcolt állatok által okozott kihalások egyik korai ismert példája a 17. századból a Mauritius szigeti dodó (*Raphus cucullatus*) kihalása. A telepések által behurcolt és később elvadult háziállatok, így a sertések, kutya, macskák és patkányok felfalták a földön fészkelő madarak tojásait. Hiányzott

a dodóból a természetes félelem az emberektől és a behurcolt állatoktól egyaránt (Bergman 2005). Házimacskák játszottak közre (a gyűjtők és az élőhely vesztés mellett) a Stephens-szigeti álfakusz (*Xenicus lyalli*) 1895-ben, a macskák behurcolását követő egyetlen éven belül bekövetkezett kihalásában (Galbreath és Brown 2004). A jelenkorban sem jobb a helyzet, az elvadult házimacskák a szigetek madárpopulációját, többek közt az endemikus tengeri madarakat Hawaii-n ugyanúgy veszélyeztetik (Lohr et al. 2013). A példák sora nagyon hosszú; további részletek például Fitzgerald (1988), Dickman (1996a, 1996b), Medina és Nogales (2009), Bonnaud et al. (2011), Medina et al. (2011), Doherty et al. (2015, 2016b) összegző munkáiban található.

Az (elvadult) házimacskák a kisméretű őshonos állatok (emlősök, madarak, gyíkok és rovarok) elsődleges ragadozói, amint azt különböző éghajlatú területeken, mint például trópusi, meleg, mérsékelt és szubantarktikus szigeteken és szárazföldi területeken tapasztalták (Fitzgerald 1988, Dickman 1996a, 1996b, Pearre és Maass 1998, Nogales és Medina 2009, Bonnaud et al. 2011, Doherty et al. 2015). Emiatt a macska – ragadozóként – jelentős hatást gyakorolhat az élővilágra (Carss 1995, Dickman 1996a, Woods et al. 2003), például számos faj kihalását vagy állományhanyatlását okozhatja (Dickman 1996b, Medina és Nogales 2009, Hervías et al. 2014). Doherty et al. (2016b) összegző munkája szerint házimacskák felelősek 63 gerinces faj kihalásáért (40 madár, 21 emlős és 2 hulló), ugyanez a rágcsálók esetén még több: 75 faj (52, 21 és 2, az előbbi sorrendjében). A kihalt és veszélyeztetett fajokat együtt figyelembe véve, az összesített számadat a macska esetén 420, a rágcsálók esetén 430 faj [a kutya esetén 156, a sertés esetén 140, a jávai mongúz esetén 83, a vörös róka (*Vulpes vulpes*) esetén 48, a hermelin (*Mustela erminea*) esetén 30 faj;

Doherty et al. 2016b]. A macska eltávolításos (kiirtásos) kísérletek gyakran eredményesek az ilyen kihalási folyamatok megállításában és a biodiverzitás megőrzésében (Nogales et al. 2004, Bonnaud et al. 2007). Esetenként azonban a csúcsragadozó eltávolítása a hozzá képest kisebb, vagyis „közepes” testméretű ragadozók (mezopredátor fajok) létszámnövekedését eredményezheti (ez az ún. *“mesopredator release effect”* hipotézis) (Courchamp et al. 1999, Crooks és Soulé 1999, Russell et al. 2009). Annak alátámasztásául, hogy egyetlen ragadozó „megjelenése” vagy állományváltozása milyen jelentős behatást okozhat a **trófikus kaszkádon** keresztül a teljes ökoszisztémára, néhány kiragadott példát említek.

A Macquarie-sziget Tasmániától délkeletre helyezkedik el kiterjedése 128 km<sup>2</sup>, tengeri madarak tömeges költőhelyül szolgál. A szigetre az 1860-as években üregi nyulakat telepítettek vadászati és élelmezési céllal. Ezek egyedszáma az 1960-es évekre végzetes méreteket öltött (Bergstrom et al. 2009). Visszaszorításuk szükségessé vált a növényzet túlzott rágása miatt. Ennek érdekében a myxomatózis vírust vetették be. A vírusfertőzés hatására a nyulak létszáma az 1980-as évekre visszaesett, aminek eredményeképpen a növényzet regenerálódni kezdett. A nyúlzsákmány létszámának erőteljes csökkenése miatt azonban a szigetre korábban behurcolt, elvadult házimacskák keresőképe az üregi nyúlról a vízimadarakra váltott. Ezért, a fészekalj veszteségek elkerülése érdekében, 1985-ben indított élőhelykezelési programban az elvadult házimacskák kiirtását tűzték ki célul. 2000-re kilőtték az összes házimacskát. Ezt követően azonban az üregi nyulakat már nem pusztította sem a myxomatózis vírusa, sem az elvadult házimacskák, emiatt úgy elszaporodtak ismét, hogy teljesen tönkretették a növényzetet. Vagyis, a nem alaposan megtervezett beavatkozások eredményeképpen, a behurcolt, agresszívan terjedő (invazív) fajok nagymértékű változásokat, akár fajok



kihalását vagy ökoszisztémák összeomlását is okozhatják (Bergstrom et al. 2009). Fontos szem előtt tartani, hogy a beavatkozásoknak mindig teljes körűnek kell lenniük, szükség van kockázatelemzése is, hogy fel lehessen készülni az esetleges közvetett hatásokra.

A világ leghosszabb kerítését (közel hatezer kilométer) dingók (*Canis lupus dingo*) ellen építették Dél-Ausztrália és Queensland között. A kerítés keleti oldalán a ragadozókat irtották, de szabadon szaporodhattak a nyugati területeken. Ennek eredményeképp a dingómentes övezetben elterjedt egy helyi cserjefaj a szürke mulga (*Acacia brachybotrya*), ami kárt okoz a farmereknek. Ott, ahol dingók élnek, a cserje nem okoz problémát. A ragadozók távol tartásának eredményeképp viszont 26-48 %-kal nőtt a cserjeborítás. Ennek a növénynek a magját egy őshonos rágszáló a füstös kabócaegér (*Notomys fuscus*) fogyasztja, ezzel megakadályozva a cserje terjedését. A dingó kirekesztése azonban láncreakciót indított el. Mivel eltűnt a csúcsragadozó, elszaporodtak a nem őshonos kisebb testű ragadozók, így a vörös róka és az elvadult házimacska, amelyek a füstös kabócaegereket zsákmányolták. Emiatt ez a kártékony cserje korlátlanul szaporodhat (Letnic et al. 2010).

Kapcsolódva az előző példához, Ausztrália sivatagos területein is elterjedt volt a füstös kabócaegér. Állományának visszaszorulásához az üregi nyúl is hozzájárult azáltal, hogy a táplálékául szolgáló növényzetet lerágta (Pedler et al. 2016). Azonban a nyulak vérszeses betegsége (RHDV) által kiváltott csökkenő üregi nyúl létszámnak köszönhetően a füstös kabócaegér a sebezhető státusból a nem veszélyeztetett státusba került át. A fésűsfarkú erszényeseget (*Dasyercus cristicauda*) hetvenszer több alkalommal észlelték az élőhelyein, mint korábban, a kabócaegér kétszer, a keleti

ausztrálegér (*Pseudomys australis*) háromszor gyakoribbá vált, köszönhetően a regenerálódó növénytakarónak (Pedler et al. 2016).

### *Újabb állománykezelési eljárások, módszerek*

A hagyományos letális módszerekkel, például lőfegyverrel, mérgezett csalétekkel vagy különböző élő és élvefogó csapdákkal (pl. Bookhout 1994, Szemethy és Heltai 2001) történő állományszabályozás mellett az elvadult házimacskák esetén újabb módszereket is alkalmaznak vagy próbálnak ki (pl. Doherty et al. 2016a, Read et al. 2016).

Az utóbbi években őshonos növényekben megtalálható, őshonos állatfajokra nem veszélyes toxinokat (pl. nátrium-mono-fluoracetát, para-amino-propiofenon) tartalmazó csaléteket fejlesztettek ki és teszteltek Ausztráliában (Doherty et al. 2016a). A macskák az élő zsákmányt jobban kedvelik, **csalétket** csak akkor fogyasztanak, ha kevés az élő zsákmány.

Az elvadult házimacska predációs hatásának mérséklésére (a populáció visszaszorítására) alkalmazzák az ú.n. **trójai módszert**, amikor a zsákmányt „teszik mérgezővé” (Read et al. 2016). Ennek során, célzottan, a zsákmány nyakára helyeznek mérgező nyakörvet vagy implantálnak a kisebb testméretű állatok bőre alá apró kapszulát. A mérge természetes növényi toxin, amit az őshonos fajok tolerálnak, de letális a rá érzékeny házimacskára (Read et al. 2016).

A házimacskák létszámának a szabályozására, ú.n. „bundanyalogatást kiváltó csapdákat” is kipróbáltak Ausztráliában (AG 2015). A terepre kihelyezett eszköz automatikusan lép működésbe, lézerkeresőket használ. Az azonosítás a házimacskák testméretei és más fizikai adottságai alapján történik. Ha házimacska halad el az eszköz előtt, az működésbe lép és mérget permetez az állat szőrzetére. A macska a nyelvvel tisztogatja a bundáját,

lenyalja róla a toxikus anyagot és elpusztul. A lézeres eszköz macskákra történő kifejlesztése során a tervezők az őshonos védett fajok megőrzése érdekében biztonsági tényezőket vettek figyelembe, például őshonos fajokra nem ható növényi toxint alkalmaznak. Az alkalmazott méreganyag (nátrium-monofluoracetát) a természetben, egyes ausztráliai növényfajokban megtalálható. Az ezek környezetében élő állatok idővel immunissá válnak a méregre vagy felismerik és elkerülik azt. A többi vadon élő állat viselkedése különbözik a házimacskáétól, kevésbé valószínű, hogy a bundájukat a nyelvükkel tisztogassák (AG 2015). Egyik ilyen alkalmazás a kihalással fenyegetett éjjeli papagáj (*Pezoporus occidentalis*) maradék állományának a megvédése volt ([www.bushheritage.org.au](http://www.bushheritage.org.au)). Ezeknek a módszereknek a használata (mint minden beavatkozása), azon túl, hogy az alkalmazásuk veszélyeztetett fajok megmentésére irányul és természetvédelmi oltalom alatt álló területeken is alkalmazzák, állatvédelmi-etikai és szelektivitásukkal kapcsolatos kérdéseket is felvet. A letális módszerek mellett nem letális módszerek alkalmazása is szóba jöhet, például táplálékforrás kezelés (elzárás, elvonás), élőhelyminőség javítás, trófikus kaszkádon keresztül hatás, őrző kutyák használata (pl. Doherty et al. 2016a).

#### **2.4. Fészekaljpredációs tesztek**

A fészekpredációs vizsgálatok, amelyekben mesterséges madárfészkeket és tojásokat használnak, alkalmasak a behurcolt emlős fajok vagy más ragadozók őshonos madarakra gyakorolt hatásának kimutatására, predációs hipotézisek, elméletek tesztelésére (Major és Kendal 1996). Ezek a módszerek széles körben használatosak az egyszerűségük miatt (Moore és Robinson 2004), és mert járulékos előnyök várhatók, mint például amilyen a viszonylag nagy mintaszám, az összes fészek egyidejű vizsgálata, a valódi

fészkek zavarásának elkerülése (Major és Kendal 1996). Továbbá, a mesterséges fészektesztek eredményei használhatók a valódi fészkek predációs kockázatának előrejelzésére is, amikor ugyanazok a ragadozó fajok fordulhatnak elő a különböző fészektípusoknál (Pärt és Wretenberg 2002). A műfészkes kísérletek korlátai közé tartozik, hogy nem ismert a valódi- és műfészkek predációjának a viszonya, a műfészkek és a természetes fészkek predációs rátája eltérhet (Báldi 1999), a tojások kezelése is befolyásolhatja az eredményeket (Purger et al. 2012b). Viszont a fészkek aljpredáció fontos a madarak reprodukciójának vizsgálata során, a természetvédelem és a vadgazdálkodás számára is alapvető információkat tartalmaz, a tájhasználatra, a területkezelésre is következtethetünk általa.

## 2.5. Problémafelvetés

Legalább 1246 kisebb-nagyobb tengeri „szárazulat” tartozik Horvátország parti vizeihez, közülük 79 sziget, 525 kis sziget és 642 szirt (Duplančić Leder et al. 2004). A legtöbb szigeten nincs nagyobb testű természetes emlős ragadozó, mint például nyest (*Martes foina*), de házi patkány szinte minden szigeten előfordul és a jávai mongúz is több szigetre is behurcolták (Barun et al. 2008, 2010, 2011). Macskák főként a 66 lakott szigeten élnek, létszámuk jelentős.

### 2.5.1. *Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata*

Hipotézisünk, hogy a mediterrán kis szigeteken a táplálék források lényeges különbségei miatt – vagyis eltérő környezetben – a településen belül élő házimacskák és a külterületen élő elvadult házimacskák táplálékszerző

stratégiai különböznek. Korábbi vizsgálatok (Fitzgerald 1988, Dickman 1996a, Bonnaud et al. 2011) tapasztalatai alapján predikciónk, hogy az elvadult házimacska, összehasonlítva a ház körül élő házimacskával a) gyakrabban ejt zsákmányul vadon élő állatokat, például üregi nyulat, kisemlősöket, madarakat, gyíkokat és rovarokat, ezért b) a táplálék-összetétele fajokban gazdagabb lesz, valamint a vadon élő zsákmányállatoktól való nagyobb mértékű függés miatt inkább lesz táplálék generalista [vagyis az élőhelyének táplálékkészletét (mennyiségét, vagy sűrűségét) követő, sokféle táplálékon élő ragadozó; Fitzgerald 1988] és oportunista, mint a ház körül élő házimacska.

### *2.5.2. Házimacskák és a vadmacska európai táplálék-összetételeinek összehasonlító elemzése*

Irodalmi adatok alapján hipotézisünk, hogy a ház körül élő és az elvadult házimacska valamint a vadmacska (a három macska típus) táplálékmintázata és táplálkozási niche-e a területhasználat (Corbett 1979, Turner és Bateson 1988, Lozano et al. 2003, Biró et al. 2004), ezzel együtt a táplálékforrások különbözőségei (Corbett 1979, Liberg 1984, Niewold 1986, Daniels et al. 2001, Moleón és Gil-Sánchez 2003, Malo et al. 2004, Lanszki et al. 2016) miatt eltérő lesz Európában („*eltérő forrásokból eredő táplálkozási különbség*” hipotézis). Ebben a változatos, de a *Felis* genuson belül általánosan meglévő vadász technikák és a táplálkozási generalizmus (Corbett 1979, Fitzgerald 1988) szerepet játszanak. Első predikciónk, hogy az elvadult házimacska táplálék-összetétele jobban hasonlít a vadmacskáéhoz (mindkettő hasonló forrásokat hasznosít), mint a ház körül élő házimacskáéhoz. Ezzel összefüggésben feltételezzük, hogy az elvadult házimacska táplálkozási niche-átfedése nagyobb lesz a vadmacskával és

mérsékelt a ház körül élő macskával. Második predikciónk, hogy a fakultatív módon táplálék specialista vadmacska táplálkozási niche-e szűk (Moleón és Gil-Sánchez 2003, Malo et al. 2004, Lozano et al. 2006), míg a ház körül élő és az elvadult házimacskák táplálkozási niche-e szélesebb lesz, tekintve, hogy ezek kevésbé specializálódott ragadozók, a préda fajok szélesebb sávját hasznosítják (Fitzgerald 1988). [Fakultatív táplálék specialista jelentése: kisemlősök (mint fő táplálék) alacsony vagy alternatív táplálék gazdag kínálata esetén zsákmány típust válthat, és kisemlősök helyett nyulakkal vagy madarakkal táplálkozik.] Harmadik predikciónk, hogy a táplálkozási niche-szélesség függ a földrajzi szélességtől (Lozano et al. 2006), aminek a szorossága macska típustól függően eltérő lesz. A ház körül élő macskák az elvadult macskával ellentétben nem az éhség miatt vadásznak, a megölt préda egy részét nem fogyasztják el, hanem vagy csak haza viszik (Churcher és Lawton 1987, Fitzgerald 1988, Woods et al. 2003), vagy kint hagyják (Loyd et al. 2013). Emiatt a közvetlen módszerrel (itt préda hazahordás) és a közvetett módszerekkel (gyomor- és ürülékelemzés; Reynolds és Aebischer 1991) meghatározott táplálék-összetételek között, Krauze-Gryz et al. (2012) által egy területen végzett többféle vizsgálat tapasztalatai alapján eltérést vártunk európai léptékben (negyedik predikció).

### *2.5.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészekaljpredációs teszt*

Az Adriai-tenger szigeteinek egyik legelterjedtebb behurcolt emlős ragadozója a házi patkány; ismert fészekaljpredátor (Martin et al. 2000, Prieto et al. 2003, Delgado-García et al. 2005). Populációját részben a szintén fészekaljpredátornak számító elvadult házimacska szabályozhatja (Bonnaud et al. 2011). A szigeteken mindkettő gyakran fogyaszt madarakat (Nogales és Medina 2009, Bonnaud et al. 2011, Purger et al. 2012a), de a ragadozók

tojásfogyasztását nehéz bizonyítani (Reynolds és Aebischer, 1991). Kérdésünk volt, hogy a behurcolt emlősfajok (házimacska, házi patkány) mennyire befolyásolhatják a talajon, vagy bokrokon fészkelő madarak költési sikerét? Fészkaljpredációs kísérletünkben nem egy bizonyos madárfaj, hanem a potenciálisan talajon és bokrokon költő madárfajok költési sikerét terveztük modellezni.

#### 2.5.4. Az ólomvirág a szigeteken telelő kistestű madarak természetes csapdája-e?

A sárgafejű királyka a palearktikus régió legkisebb madara, testtömege mindössze 4,5-7,0 gramm (Cramp 2000), októbertől áprilisig az Adriai-tenger partvidékének és a szigeteknek a nagyszámú telelője (Kralj 1997, Rucner 1998). Főként talajszinten, az aljnövényzetben élő rovarokkal táplálkozik (Cramp 2000, Šere 2008).

Az Adriai-tengeri szigeteken végzett terepi felméréseink során, 2008. október 19-én egy érdekes esetet figyeltünk meg, nevezetesen egy sárgafejű királyka összeragadt tollazattal feküdt az úton. A madár tollazatáról leszedgettük az apró ragadós orsó alakú képződményeket, amelyek a mellette lévő növény termései voltak (1. ábra). A madár melletti kőfalon az ólomvirág (*Plumbago europaea*), egy lágyszárú, kúszó, sokszorosán elágazó félcserje virágzott. Az ólomvirág virágzata többszörösen elágazó, virágjai rózsaszínűek vagy lilák. A cső alakú csésze öt összeforrt levélből áll és öt kiemelkedő hosszanti borda található a külső felületén, hosszan kiemelkedő mirigyszőrökkel. Ezek a mirigyek ragadós váladékot, bőséges ragacsos nyálkát termelnek (Wilson 1890). Mivel a termés a maradé csészelevéllel együtt válik le a növényről, a szőrök és a ragadós váladék biztosítják a mag terjedését úgy, hogy az állatok szőrzetébe vagy tollazatába ragadnak (Fahn és

Werker, 1972, Fahn 1979, Schlauer 1997). A növény utak mentén, különösen a hagyományos, kőből épített falakon tenyészik, és júniustól októberig virágzik (Tutin et al. 1972).

Ez a vizsgálatunk egy előre nem tervezett érdekes megfigyelésen alapult. Érdekesnek tartottuk az ólomvirág természetes csapdaként betöltött szerepének a vizsgálatát azonnal elkezdni.



**1. ábra:** Kőfalról lehajló ólomvirág ragadós termése miatt mozgásképtelenné vált sárgafejű királyka (Olib, Horvátország, 2008. október 19), balra alul kinagyítva: összeragadt tollú királyka, jobbra alul: virágzó ólomvirág.



### 3. CÉLKITŰZÉSEK

#### 1. Az Adriai-tenger két kis szigetén végzett **táplálék-összetétel vizsgálatban**

célunk volt összehasonlítani a házimacskák:

- típustól (ház körül élő vs. elvadult házimacska),
- időszaktól (ősz madárvonulás vs. tavaszi költés) és
- szigettől (Olib vs. Silba) függő táplálkozási szokásait.

#### 2. Az **Európai léptékben végzett meta-analízisben** célunk volt irodalmi adatok alapján:

- összehasonlítani három macska típus (a ház körül élő és az elvadult házimacska, valamint a vadmacska) táplálék-összetételét és táplálkozási niche-ét,
- elemezni a földrajzi szélességtől függő niche-szélességbeli eltéréseket, és
- a ház körül élő macska csoporton belül feltárni a vizsgálati módszerből (közvetett vs. közvetlen) eredő táplálék-összetételbeli eltéréseket.

#### 3. Az Adriai-tenger két kis szigetén végzett **fészekaljpredációs tesztben** (mesterséges fészkekkel és fészekaljakkal) célunk volt feltárni:

- hogy milyen lehet a talajon és bokrokon költő madárfajok fészekaljainak a túlélési esélye,
- ragadozók gyurmatojáson hagyott nyomjelei segítségével azonosítani a ragadozókat, ebből
- következtetni a ragadozók természetes fészekaljak kifosztásában betöltött potenciális szerepére.

4. Az Adriai-tenger szigetein őshonos **ólmvirág természetes csapdaként** betöltött szerepének vizsgálata során célunk annak a kérdésnek a megválaszolása volt, hogy az ólmvirág a szigeteken telelő kistestű énekesmadarak természetes csapdájaként vehető-e figyelembe, vagy csak véletlen egyedi esetet figyeltünk meg, és hogy a házimacska predációs szerepe kimutatható-e?

A vizsgálatok fő célja az Adriai-tenger kis szigeteire behurcolt házimacska (2. ábra) ökológiai szerepének jobb megismerése és állománykezelését elősegítő ismeretek gyűjtése volt.



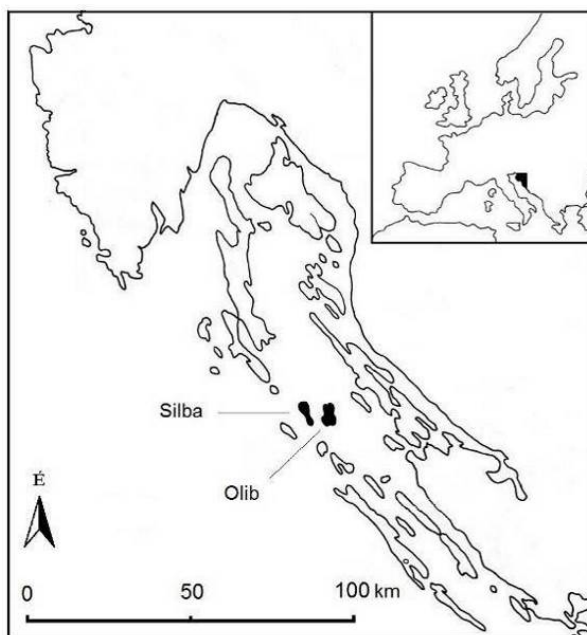
2. ábra: Kőfalon közlekedő házimacska (Olib, Horvátország).

## 4. ANYAG ÉS MÓDSZEREK

### 4.1. Adriai-tengeri szigeteken élő házimacsák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálatának módszerei

#### 4.1.1. Vizsgált terület

A dolgozatom alapját jelentő terepi vizsgálatokat az Adriai-tenger két hasonló szigetén (3. ábra), Olibon és Silbán végeztük. Ezek a szigetek a Zárai szigetvilág északi részén található Lošinj és Dugi Otok között helyezkednek el, amely Horvátország egyik legfontosabb madárélőhelyei (IBA) közé tartozik, továbbá a szigetvilág a nemzeti ökológiai hálózatnak is része (Radović et al. 2005).



**3. ábra:** A vizsgált területek: Olib és Silba szigetek földrajzi elhelyezkedése az Adriai-tengeren.

Olib 9,5 km hosszú, észak-déli irányban nyújtott sziget. A szélessége 5,8 km, de a középső részén mindössze 1,4 km széles, a teljes területe 26,14 km<sup>2</sup> (0-71 m t.sz.f.m.). Távolsága a szárazföldtől 23,5 km, egyetlen települése és kikötője Olib, a római kor óta létezik (Magaš és Faričić 2002). A népessége alacsony, mindössze 140 lakosa volt 2011-ben (Bursić 2013). Silba természetrajza hasonló (Duplančić-Leder et al. 2004), de kisebb sziget (14,27 km<sup>2</sup>, 0-77 m t.sz.f.m.), mint a tőle 1,8 km-rel keleti irányban található Olib. Egyetlen települése Silba, lakossága 2011-ben 292 fő volt (Bursić 2013).

Az emberi tevékenység (beleértve a turizmust) a kikötők (egyben a falvak) területére korlátozódik mindkét szigeten. A szigeteken nincsenek felszíni vízfolyások; a lakosság édesvíz szükségletének nagy részét csapadékvízgyűjtő tárolókból és tankerhajókkal biztosítják. A szigetek mérsékelt mediterrán éghajlatát enyhe és csapadékos tél, valamint meleg és száraz nyár jellemzi (Magaš és Faričić 2002), 970 mm éves átlagos csapadékösszeggel és 15°C-os éves átlaghőmérséklettel. A növényzetet molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) és magyal tölgy (*Quercus ilex*) dominanciájú – különböző szukcessziós stádiumú – mediterrán erdő alkotja (Horvat et al. 1974). A szigetek külterületén extenzíven művelt olajfaligetek és évtizedek óta felhagyott területek találhatóak, míg a falvakban hagyományos kertművelés jellemző. A kerteket és a külső ültetvényeket hagyományos, 1-1,5 m magas kőfalakkal veszik körül (4. ábra), amelyekhez a köveket a földekről gyűjtötték össze évszázadok alatt.

A vizsgált szigeteken az emlősök közül potenciális fészekaljpredátorként jelen volt a keleti sünn (*Erinaceus roumanicus*), a házi patkány, a közönséges erdeieger (*Apodemus sylvaticus*) és a házimacska (Tvrtković et al. 2013). A ragadozó madarak közül számottevő volt a dolmányos varjú (*Corvus cornix*) állománya; Silbán 2006-ban pl. 300-400 egyedet tett ki a becsült állománya

(Mužinić és Purger 2013). A vizsgálat idején, 2009 tavaszán a dolmányos varjak állománya legalább 300 egyedből állt mindkét szigeten (saját felméréseink). Silbán a szajkó (*Garrulus glandarius*) szórványos előfordulása bizonyított (Mužinić és Purger 2013), de Olibon nem sikerült kimutatni a jelenlétét.



**4. ábra:** A felmérések során bejárt jellegzetes élőhelyek Olibon (2008-2009). Balra fent: tipikus kőfallal határolt út, a kőfal mögött mediterrán tölggyessel. Jobbra fent: nagyobbrészt felhagyott kert. Balra lent: tengerparti kőfal a hullámok elleni védelemre, belül nyílt bozótossal. Jobbra lent: művelt olajfaliget.

#### 4.1.2. Macska- és prédaállományok

A **házimacska** állomány őszi (2008. október) és tavaszi (2009. május) állomány nagyságának felmérése érdekében ugyanazon területen belül, GPS-szel bemért vonalak gyalogos bejárásával mintaterületeken végeztünk számlálást (1. táblázat). Annak érdekében, hogy csökkentsük a különböző

élőhelyek közötti megfigyelési valószínűségek közötti különbségeket, a felmérést egyidejűleg ketten vagy hárman végeztük. A macskák állományméretének számszerűsítése érdekében kétféle felmérő módszert alkalmaztunk.

**1. táblázat:** Az Olibon és Silbán felmért útvonalak, a macskák számított állománysűrűsége és a relatív ürüléksűrűség indexértékei (átlag  $\pm$  SE).

Sziget	Élőhely	Évszak	Felmért útvonalak	
			száma (db)	hossza összesen (km)
Olib	Falv	Ősz	18	9,42
		Tavasv	8	10,77
	Külterület	Ősz	36	32,72
		Tavasv	12	20,65
Silba	Falv	Ősz	9	8,17
		Tavasv	6	14,53
	Külterület	Ősz	12	10,05
		Tavasv	7	13,41
			Macskaállomány sűrűség (n/km <sup>2</sup> )	Ürüléksűrűség index (n/km)
Olib	Falv	Ősz	266,6 $\pm$ 131,22	8,9 $\pm$ 1,31
		Tavasv	40,7 $\pm$ 25,71	6,2 $\pm$ 1,35
	Külterület	Ősz	0,6 $\pm$ 0,63	4,6 $\pm$ 1,27
		Tavasv	0,4 $\pm$ 0,43	2,9 $\pm$ 0,98
Silba	Falv	Ősz	191,6 $\pm$ 35,37	17,0 $\pm$ 8,28
		Tavasv	46,9 $\pm$ 20,21	3,8 $\pm$ 0,37
	Külterület	Ősz	0	10,0 $\pm$ 3,51
		Tavasv	0	5,1 $\pm$ 2,20

A házimacskák minimális állománysűrűségét ( $D$ ; n/km<sup>2</sup>), a felmért vonalak teljes hosszán ( $L$ ) mindkét irányban kb. 20 méteres sáv szélességén ( $w$ ) belül megfigyelt macskák ( $n$ ) vonaltól való távolsága alapján vonaltranszekt módszer (Krebs 1989),  $D = n/(2wLp)$  és valószínűségfüggvény alkalmazásával számítottuk ki (1. táblázat). A macskák jelenlétét csak a 20 méteres sávon belül vettük figyelembe. Az egyedi távolság adatokat kvartilisekre osztottuk (< 4 m, 4,1-8 m, 8,1-15 m és 15 m-nél távolabb). A megfigyelési valószínűség az első kvartilisben (ami

megközelítően az út teljes szélessége volt a településen belül) 100% volt (vagyis minden egyes egyedet megfigyeltünk, nem váltottunk ki helyváltotást), ami a negyedik kvartilisben lecsökkent 40%-ig. Az átlagos megfigyelési valószínűség ( $p$ ) 68,1% volt.

Tekintettel arra, hogy a macskaszámlálás a terepi adottságok (kőfalak, keskeny és kanyargós utak, sűrű fás és gazdag aljnövényzetű külterület) miatt nappal és nem az optimális éjszakai időszakban (pl. Peck et al. 2008) végeztük, emiatt – párhuzamosan – a macskák gyakoribb vagy ritkább jelenlétére az ürüléksűrűségből is következtettünk. Ennek a módszernek az alkalmazását az tette lehetővé és indokolta is, hogy a szigetek sziklás és száraz, kemény talajadottsága miatt a macskák kevésbé képesek az ürüléket elásni, így az megtalálható. Az úgynevezett „relatív ürüléksűrűség-index” felhasználható a populációnagyság területek és időszakok közötti különbségeinek, valamint a változások (a trendek) megállapítására is, amennyiben a mintavételi módszer alkalmazásának a körülményei azonosak voltak (pl. Gese 2001, Kamler et al. 2003). Ezért, hogy megbecsüljük a “házimacskák relatív abundanciáját”, a vonalak mentén gyűjtött macska ürülékek számát egy kilométer útvonalra standardizálva ürüléksűrűség-indexet számítottunk (n/km, 1. táblázat). A friss és a régi ép ürülékmintákat gyűjtöttük össze a két falu belterületén és külterületén egyaránt. A falvakban a kb. 4 méter széles (igen alacsony forgalmú), legtöbbször burkolt utak szélein (útpadkán), rövid fűű és bokros területeken vagy nyílt talajfelszíneken, külterületeken a kb. 3 méter széles földutakon végeztük a gyűjtést. A falvakban minden utat, a külterületeken minden bejárható földutat felmértünk.

A **kisemlősök** abundanciáját fogás-jelölés-visszafogás módszerrel (Krebs 1989, Herczeg és Horváth 2015) állapítottuk meg Olibon. A 2008-ban és

2009-ben végzett felmérésben 100, ill. 120 db üvegajtós fából készült elevenfogó csapdát (méretek: 180×70×70 mm) osztottunk szét a különböző élőhely típusok között és helyeztünk ki vonalak mentén. A faluban mindkét évben 20 csapdát helyeztünk ki a kertekben (10 illetve 5 éjszaka, az évek sorrendjében), míg a külterületi élőhelyeken 80, illetve 100 csapdát használtunk. A csapdák 60%-át helyeztük ki a felhagyott kertekben kialakult másodlagos, zárt lombkoronájú erdőben és 40%-át nyílt lombkoronájú erdőben (bozótosban), közel a tengerparthoz (10 illetve 8 éjszaka a két év sorrendjében). A csapdákat egymástól 10 méterenként helyeztük el, kukoricával csaliztuk és naponta kétszer (korareggel és naplementekor) ellenőriztük. A populációméret túlbecslésének elkerülése érdekében a megfogott állatokat a fejszörzet nyírásával jelöltük meg. A fogásadatokat 100 csapdaéjszakára standardizált értékkel (abundancia-index) adtuk meg.

Az **üregi nyúl** abundanciáját relatív index-szel (egyed/km), a macska esetén is felmért transzektokra jutó megfigyelt nyulak száma alapján számítottuk. A **madárállományt** Olibon, a faluban, hét különböző vonal (átlagos hosszúság  $\pm$  SE: 352  $\pm$  33,9 m, összesen 2466 m) gyalogos bejárásával, 50 méter szélességű sávokban mértük fel. Az Olib külterületén felmért transzekt hossza 800 m, szélessége 50 m volt, amelyen 2008 őszén hét alkalommal, 2009 tavaszán három alkalommal végeztünk madárszámlálást. Feljegyeztük a vonalmenti területen (a sávban) megfigyelt összes madárfaj egyedszámát, majd az egyes vonalak mentén megfigyelt madarak számát 1000 méter úthosszra standardizáltuk (Bibby et al. 1992), ezután a vonalankénti sűrűség adatokból átlag ( $\pm$  SE) abundancia értéket számítottunk. A **gyíkok**, elsősorban az olasz fali gyík (*Podarcis sicula*) abundanciáját Olib tengerparti zónájában és a sziget belsejében az utak mindkét oldalán húzódó kb. 1,5 m magas kőfalakon, 15 db 200 m hosszúságú



vonalon becsültük 2009 tavasz végén és nyár elején. (Az Olibon végzett részletesebb forrásfelméréseknek munkaszervezési oka volt.)

#### *4.1.3. Táplálkozásvizsgálat*

A macska csoportok táplálék-összetételének meghatározása érdekében ürülékanalízist alkalmaztunk. Az ürülékmintákat gyalogosan gyűjtöttük azokon az útvonalakon, amelyet a macska állománysűrűség-bebecslésnél leírtam (1. táblázat). A mintákat standard nedves technikával (Jędrzejewska és Jędrzejewski 1998) dolgoztuk fel. Az ürülékeket vízben beáztattuk, 0,5 mm lyukbőségű szitán átmostuk, majd szobahőmérsékleten megszáritottuk. Minden táplálékelemet külön válogattunk és szőr, csont, fog, toll és kitinjellemzők alapján mikroszkóp alatt, határozókulcsok és atlaszok (pl. März 1972, Teerink 1991, Brown et al. 1993), valamint gerinces, gerinctelen és növény referencia anyagaink segítségével meghatároztuk. Gerinctelenek esetében csak akkor tekintettük a maradványokat prédamaradványnak, ha az ürülékből kigyűjtött mennyiségük 0,05 grammnál több volt (Medina és Garcia 2007). Így elkerülhető a közvetett pl. elfogyasztott gyík, madár vagy patkány általi rovarfogyasztás beszámítása (Medina és Garcia 2007). A növénytáplálék (hasonlóképp a szemétből, hulladékból származó anyagok) meghatározását elvégeztük, de ezeket a táplálékelemeket – tekintve hogy a macska obligát karnivor (feltétlenül húsevő) (Bradshaw et al. 1996) – kizártuk a táplálékösszetétel-számításból (pl. Hervías et al. 2014).

A macskák ürülékmintáiban található táplálékmaradványok alapján számított táplálék-összetételt kétféle módon adtuk meg. Egyrészt az ürülékekben előforduló táplálékelemek (faj, illetve a határozás szintjétől függően magasabb rendszertani kategória, „taxon”) százalékos relatív előfordulási gyakoriságát (rövidítése: RE) határoztuk meg. Ennek számítmódja:  $100 \times$  adott tápláléktaxon példányainak száma osztva az

összes tápláléktaxon példányainak számával. Másrészt kiszámítottuk az előfordulási gyakoriságot (rövidítése E; adott táplálékelemet tartalmazó ürülékek százalékos aránya). Adott táplálékelemek fontosságának felül- vagy alulbecslésének mérséklése érdekében az ürülékből kimutatott táplálékelemek minimális egyedszámát vettük alapul. A zsákmányfajok rendelkezhetnek olyan páros csontokkal (pl. állkapocs), ami lehetővé teszi az egyedek legkisebb egyedszámának megállapítását az ürülékben talált pl. azonos méretű jobb és baloldali csontok párosításával. A relatív gyakoriság adatok a táplálkozási niche-számítások, a gyakoriság számítás alapadatai (esetszámok) a loglineáris elemzés bemenő adatai. Biomassza számítás (pl. Liberg 1984, Nogales és Medina 2009) alkalmazását a területre vonatkozó, prédafajonkénti pontos (mért) tömegadatok hiánya nem tette lehetővé.

A táplálkozási niche-szélességet (B-index) Levins képlettel számítottuk:  $B=1/\sum p_i^2$ , ahol  $p_i$ = az  $i$ -edik táplálék taxon relatív előfordulási gyakorisága, majd a B-index értékeket standardizáltuk (Krebs 1989). Erre a Hurlbert által módosított Levins standardizált niche-szélesség számítás képletet alkalmaztuk:  $B_A=(B-1)/(n-1)$ , melynek értéke 0-tól (táplálkozási specializáció) 1-ig (nagyon változatos táplálék) terjed. A következő hat táplálék taxont (típust) vettük figyelembe a táplálkozási niche számításokban és a macska csoportok ürülék összetételeinek összehasonlító vizsgálatában: kistestű emlősök (testtömegük < 0,5 kg), üregi nyúl, madarak, hüllők, gerinctelenek és házi táplálék. A táplálkozási niche-átfedés számításához Renkonen indexet használtunk (Krebs 1989):  $P_{jk}=[\sum n(\text{minimum } p_{ij}, p_{ik})] \times 100$ , ahol  $P_{jk}$ = százalékos táplálkozási niche-átfedés a  $j$  macska csoport és  $k$  macska csoport között,  $p_{ij}$  és  $p_{ik}$ = az  $i$ -edik táplálék csoport részesedése  $j$  és  $k$  macska csoport teljes táplálékában („minimum” jelentése: a kisebb értéket kell figyelembe venni),  $n$  = a táplálék csoportok összesített száma, értéke 0

(nincs átfedés) és 100% (teljes átfedés) között alakul. A táplálék-preferenciaszámításhoz – a legfontosabb táplálékot jelentő kisméltók esetén – Ivlev-féle indexet (Krebs 1989) alkalmaztunk az alábbiak szerint:  $E_i = (r_i - n_i)/(r_i + n_i)$ , ahol  $r_i$  = adott (i-edik) táplálék kisméltó taxon százalékos előfordulási gyakorisága a táplálékban,  $n_i$  = adott (i-edik) kisméltó taxon százalékos előfordulási gyakorisága a környezetben (amit 100 csapdaéjszakára standardizáltunk). A preferencia indexek értéke  $-1,0$ -tól (teljes mellőzés)  $+1,0$ -ig (teljes preferencia) terjedhet.

## **4.2. A házimacsák és a vadmacska európai összehasonlító táplálékösszetétel-elemzésének módszerei**

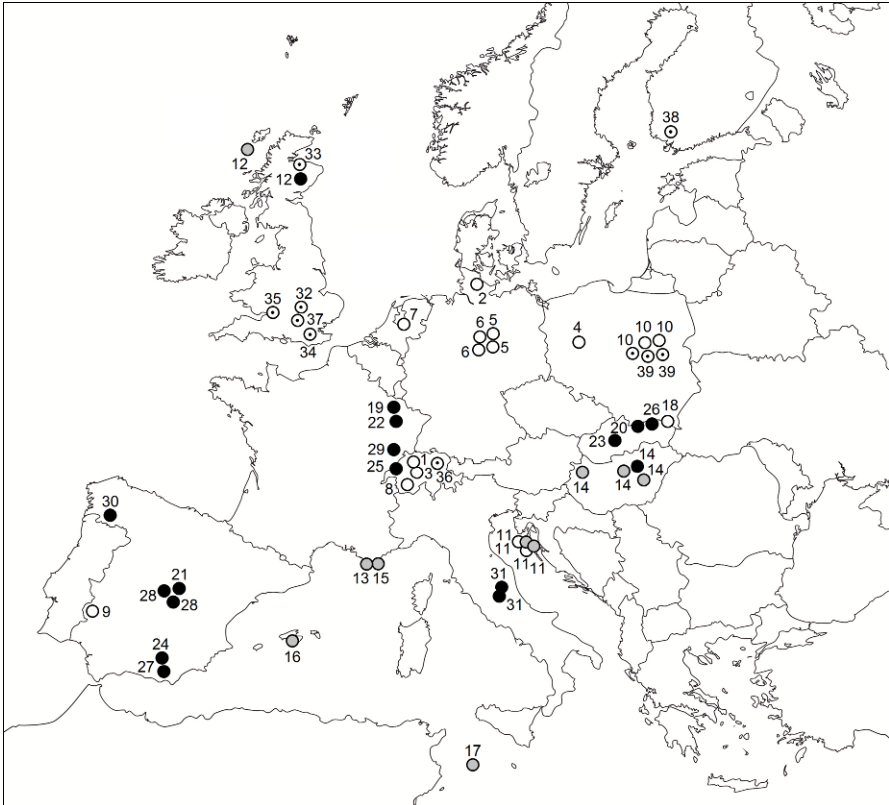
### *4.2.1. Irodalomgyűjtés*

Táplálkozási adatokat Európára vonatkozóan elektronikus adatbázisok (Web of Science, Scopus, Science Direct) felhasználásával gyűjtöttünk, a következő kulcsszavak kombinációi alapján: *domestic cat, Felis catus, feral cat, house cat, wildcat, wild cat, Felis silvestris, food, prey, trophic, niche, Europe*, valamint további munkákat is felhasználtunk (pl. PhD értekezések, régebbi nem digitalizált tudományos közlemények). Az adatgyűjtést 2017. februárig végeztük.

### *4.2.2. Változók kiválasztása*

Három macska típust különítettünk el a közleményben szereplő ismeretek alapján (5. ábra). Ezek: (1) ház körül élő házimacska, amely nagyban függ a gazdája által biztosított ellátástól, (2) elvadult házimacska, amely független az emberi gondoskodástól (Liberg 1984, Pearre és Maas 1998), és (3)

vadmacska. Nem vettük figyelembe az értékelésben a vadmacska hibridet és a kétséges besorolású házimacskákat (1. melléklet).



**5. ábra:** Az elemzésben szereplő európai vizsgálati helyszínek.

Tanulmányok: fehér kör – ház körül élő macska, szürke kör – elvadult macska, fekete kör – vadmacska, fehér kör, közepén ponttal – préda hazahordás (ház körül élő macska). A számozás összhangban áll az 1. mellékletben található adatokkal.

Az elemzésünkben szereplő minta típus az ürülék (minimális mintaszám;  $n \geq 75$ ) vagy a gyomor (minimális mintaszám;  $n \geq 22$ ) tartalom volt. Az ürülék- és gyomortartalom vizsgálatok a közvetett táplálékösszetétel-elemzési csoportba tartoznak. A ház körül élő házimacska esetén egy harmadik minta típust, a préda hazahordást (mint közvetlen táplálék-összetétel vizsgálati módszerrel gyűjtött eseteket, pl. Fitzgerald 1988, Woods

et al. 2003) szintén bevontuk az elemzésbe. Amikor a vizsgálatban egynél többféle vizsgálati minta típust is felhasználtak, mindegyik minta típust külön tanulmányként elemeztünk (Fitzgerald et al. 1991, Bonnaud et al. 2011).

Az értékelésünkben szereplő mintázási időszak egész éves (a mintázás mind a négy évszakot lefedte) vagy időszakos (legalább két évszakot lefedő) volt. Amikor a közleményben elkülönített évszakos értékeket közöltek összegző adatok nélkül, akkor az évszakos adatokat átlagoltuk (Doherty et al. 2015). Többszörös közlés esetén a későbbi (a nagyobb mintaszámú) közleményt vettük figyelembe. Csak azokat a közleményeket vontuk be az értékelésünkbe, amelyekben minden felismerhető táplálék elemet dokumentáltak. Ugyanazon vizsgálati helyszínről származó adatokat összevontuk, hogy elkerüljük a többszörös figyelembe vételből eredő hibát (Zhou et al. 2011). Azokat a tanulmányokat, ahol a préda típusokhoz nem volt egyértelműen illeszthető a házi táplálék fogyasztás aránya, kizártuk az értékelésből. (Az 1. melléklet a kizárt tanulmányok adatait is bemutatja.)

A feldolgozásba csak azokat a közleményeket vontuk be, amelyek százalékos relatív előfordulási gyakoriság (RE) – fentebb részletezett – számítással kifejezett eredményeket vagy RE értékek kiszámítására alkalmas N adatokat (táplálékelemenkénti esetszámokat) tartalmaztak. Kizártuk az értékelésből azokat a tanulmányokat, amelyek csak százalékos előfordulási gyakoriság (E) vagy számított biomassza-összetétel (B, a fogyasztott fő táplálék típusok számított biomassza-aránya) adatokról számoltak be. A táplálék-vizsgálatokban szereplő előfordulási adatok korlátait és előnyeit (Reynolds és Aebischer 1991) ismerve, azért alkalmaztunk RE (és N) adatokat, mert ezeket gyakran alkalmazzák hasonló elemzésekben. Az RE adatokat kifejezetten alkalmasnak tartják populációk közötti összehasonlító táplálkozás-vizsgálatokban (McDonald 2002, Clavero et al. 2003, Lozano et

al 2006, Zhou et al. 2011), ugyanakkor az E adatokat is széles körben alkalmazzák (Doherty et al. 2015, Bonnaud et al. 2011, Soe et al. 2017) és a biomasszaösszetétel-számítással kapott adatok is hasznosak (Reynolds és Aebischer 1991), de utóbbinak a sokféle ismert számításmódja az összehasonlítást nehezítené.

Tizenegy fő táplálék típust (kategóriát) különítettünk el. Ezek: 1 – rágcsálók, 2 – rovarévők (cickányfélék, és nagyon ritkán denevér, vakond és sün), 3– nyúlalakúak (és 1-1 esetben más közepes testméretű növényevő emlősök, pl. tarajos sül és mormota), 4 – ragadozó emlősök (vadon élők), 5 – patás nagyvadfajok (tetemből evés), 6 – házi koszt (pl. háziállatok, macskatáp), 7 – vadon élő madarak (és tojásuk), 8 – hullók, 9 – kétéltűek, 10 – halak és 11 – gerinctelenek (ízeltlábúak, puhatestűek, földigiliszták). A kimutatott fajok neveit a közleményünk (Széles et al. 2018) tartalmazza. Bár növényeket (és növényi törmelék) a házimacskák és a vadmacska táplálékában is kimutattak, de tekintve, hogy a macskák kizárólag ragadozók (Bradshaw et al. 1996), ezeket a táplálékelemeket több más vizsgálatban (pl. Lozano et al. 2006, Bonnaud et al. 2011, Hervías et al. 2014, Doherty et al. 2015) alkalmazott gyakorlat szerint kizártuk az értékelésből. Fogyasztásuk előfordulását csak jelezzük az adatbázisban (1. melléklet).

A vizsgálatokban szereplő gyomor- és ürülminta-számokat az összehasonlító elemzés érdekében kvartilisek szerint osztályokba soroltuk: 1 –  $\leq 75$  (22-75), 2 – 76-137, 3 – 138-214, 4 –  $> 214$  (215-561).

A feldolgozásban szereplő földrajzi helyekhez feljegyeztük a bioklimatikus jellemzőt, nevezetesen hogy mediterrán vagy mérsékelt övi (mediterrán területeken kívüli), és a földrajzi szélességet (fokban), amit az eredeti tanulmányban található információk alapján vagy földrajzi adatbázisokból gyűjtöttünk ki.

A 4.1.3. *Táplálkozásvizsgálat* alfejezetben leírtak szerint számítottuk Levins képlettel a táplálkozási niche-szélességet, majd standardizáltuk ( $B_A$ ). A táplálkozási niche-átfedést Renkonen-képlettel számítottuk (a táplálék csoportok összesített száma 11). A számításokhoz a három macska típus átlagos táplálék-összetétel adatait alkalmaztuk.

A három macska típus táplálék változatossága közötti különbségek (feltárása érdekében a feldolgozott tanulmányokban közölt táplálékállat fajok neveit kigyűjtöttük (források: <http://www.iucnredlist.org>, <http://datazone.birdlife.org>) és a fajok IUCN Vörös Lista kategóriái szerinti besorolásával együtt listáztuk (részletek: Széles et al. 2018).

### **4.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészkaljpredációs teszt módszertana**

A fészkaljpredációs tesztünket a falvak külterületein végeztük, ahol a növényzet a legalkalmasabb élőhely a földön fészkelő madarak (pl. fácán, lappantyú, pacsirták) és a bokrokon fészkelők (pl. galambok, gébicsek, rigók, légykapók, pintyek, sármányok) számára. Mindkét szigeten a lakott területek körül húzódó felhagyott kertekbe, hat helyszínen alakítottunk ki talaj- és bokorfészkek csoportokat. A fészkek elhelyezése a természetes fészkekhez hasonló helyszíneken történt. Fészkenként egy fűrj és egy hasonló nagyságú gyurmatojást helyeztünk ki (6. ábra).

A fűrj (valódi) tojást a predációs ráta értékelésére, a gyurmatojást a ragadozók fog- vagy csőrnyomainak azonosítása érdekében használtuk (Niehaus et al. 2003). A mesterséges talajfészkeket a cipőnk sarkával a talaj benyomásával alakítottuk ki (Fenske-Crawford és Niemi 1997). A mesterséges bokorfészkeket drót csibehálóból csészeformára hajlítottunk (15

cm átmérő, 5 cm mélység), majd drótokkal kötöttük az ágakhoz, végül fűből fonatot helyeztünk bele (Bayne és Hobson 1999). Mindkét típusú tojást egy hétig szabad levegőre helyeztük ki a nem természetes szagoktól való mentesítés érdekében. Hasonlóképp, a kezünket bedörzsöltük a helyszínen található avarral, hogy az emberi szagokat elnyomjuk (Báldi 1999). Mind a hat helyszínen 5 talaj és 5 bokorfészket helyeztünk ki egymástól legalább 20 méterre; így az azonos típusú fészkek egymástól legalább 40 méter távolságban helyezkedtek el. Így a kísérletben mindkét szigeten 30 fészkek a talajra és 30 fészkek a bokrokra kerültek.



**6. ábra:** Talajfészkek (balra) és bokorfészkek (jobbra).

A tesztet 2009. május 19-én kezdtük. A műfészkeket a kihelyezés utáni első napon (május 20), a negyedik napon (május 23) és a hetedik napon (május 26) ellenőriztük. A hasonló fészkesztek időtartama általában egy hét (pl. Wilcove 1985, Purger et al. 2011), tekintettel arra, hogy az ez idő alatti predáció gyakran elegendő a napi túlélési ráták becsléséhez. A mesterséges fészkeket akkor tekintettük predátnak, ha a valódi tojás eltűnt vagy megsérült valamilyen módon (Bayne és Hobson 1999). A fészkealjpredátorokat a gyurmatojáson hagyott nyomjeleik (2. melléklet) alapján azonosítottuk (Major 1991).



#### **4.4. Felmérések a kistestű madarak természetes csapdájaként működő ólomvirág hatásának becsléséhez**

A megfigyelésünk alapján felmerült kérdés megválaszolása érdekében, transzektek mentén az ólomvirág borítás (felületarány) és a kistestű madarak populációbecslését Olibon és a szomszédos Silba szigeten, lakott és külterületeken egyaránt elvégeztük. A felmérés 2008. október 19 és 29 között zajlott. A falvak összes utcáját gyalogosan bejárva becsültük a kőfalak ólomvirág borítását. Tapasztalati megfigyeléseink alapján, tövenkénti előfordulások esetében átlagosan  $0,25 \text{ m}^2$  borítás értékkel, csoportos előfordulás esetén 1 méter falhosszon átlagosan  $0,5 \text{ m}^2$  ólomvirággal borított felülettel számoltunk. A vizsgálatot Olib belterületén 18 bejárt útvonal mentén (vonalanként  $306 \pm 35,6 \text{ m}$  hosszúságon, átlag  $\pm \text{SE}$ , összesen 5502 m), külterületén 31 vonal mentén ( $729 \pm 99,6 \text{ m}$ , összesen 22609 m) végeztük. A szomszédos Silba szigetén ugyanazon időszakban, a faluban 2 vonal mentén (436 m és 1100 m, összesen 1536 m) és külterületen 9 vonalon (átlag  $\pm \text{SE}$ ,  $857 \pm 79,8 \text{ m}$ , összesen 7711 m) végeztük az ólomvirág felmérést. A terepbejárások során regisztráltuk azokat az eseteket (predációs eseményeket), amikor a virágzó ólomvirágon és közvetlen mellette énekesmadár maradványokat (elsősorban tollakat) találtunk. A kistestű énekesmadarak állományfelmérése azonos a macska táplálékvizsgálatnál leírttal.

## 4.5. Statisztikai értékelés

### 4.5.1. *Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata*

Többváltozós variancia-analízist (MANOVA, Bonferroni post hoc teszt) alkalmaztunk az abundancia és sűrűség adatokon, ahol függő változó a sűrűség, vagy a relatív abundancia index értéke, fix tényező az időszak (október és május), a sziget (Olib és Silba) és az élőhely típus (falu és külterület) volt. A macska állománysűrűség, a macska, a nyúl, a madár és a gyík relatív abundancia adatait log-transzformáltuk.

Chi-négyzet tesztet alkalmaztunk a növényi és a nem emészthető hulladék anyagok esetszám eloszlásainak vizsgálatára mindkét szigeten a macska (házi és elvadult) csoportok között. Páros t-próbával hasonlítottuk össze a két macska csoport Ivlev-féle preferencia-index és a táplálkozási niche-szélesség értékeit (normál eloszlások). Az előfordulási gyakoriság adatokra alapozva loglineáris elemzést alkalmaztunk, hogy kimutassuk a táplálkozásbeli különbségeket a macska csoporttól (házi és elvadult), időszaktól (2008. október és 2009. május) és szigettől (Olib és Silba) függően. Az elemzés alapját a házi és az elvadult macskák ürülékmintái jelentették, válaszváltozónak az adott táplálék típus mintákban való előfordulását vagy kimutatásának hiányát tekintettük. A többváltozós modellben független változó volt a macska csoportja, az időszak és a sziget. A nagyszámú (6 fő táplálék) összehasonlítás miatt a szignifikancia szintet Bonferroni korrekcióval (pl. Revilla és Palomares 2002) 0,0083 (0,05/6) értékre módosítottuk. Pearson korrelációt használtunk a kisemlősök, az üregi nyúl és a madarak kínálata és azok fogyasztása közötti összefüggés vizsgálatára.

#### 4.5.2. *A házimacska és a vadmacska európai összehasonlító táplálék-összetételének elemzése*

A nem normál eloszlást mutató változók, így a fő táplálék típusonkénti százalékos relatív előfordulási gyakoriság adatokon az értékelés érdekében arcsin transzformációt végeztünk (pl. Bonnaud et al. 2011, Díaz-Ruiz et al. 2013). A szórások homogenitást mutattak a fontosabb táplálék típusok (nevezetesen: rágcsálók, rovarevők, nyúlalakúak, madarak, hüllők és gerinctelenek) esetén.

Annak elemzése érdekében, hogy a bioklimatikus jellemzők (mediterrán vagy mérsékelt), a mintázási időszak (egész éves vagy időszakos), a minta típus (gyomor vagy ürülék) és a mintaszám (1-4 kategória) hatással vannak-e a táplálék-összetételre (Lozano et al. 2006, Zhou et al. 2011, Díaz-Ruiz et al. 2013, Doherty et al. 2015), többváltozós általános lineáris modellt (GLM) alkalmaztunk, ahol fix faktor volt a macska típus (ház körül élő és elvadult házimacska, valamint vadmacska), kovariáns a bioklíma, a mintázási időszak, a minta típus és a mintaszám, és válaszváltozó a 11 fő táplálék típus arcsin transzformált százalékos relatív előfordulási gyakorisága (Hotelling's Trace teszt).

Egyváltozós variancia-analízist (ANOVA, Tukey post hoc teszt) alkalmaztunk a három macska típus táplálék-összetétele (11 fő kategória szerint) és a standardizált táplálkozási niche-szélessége ( $B_A$ ) közötti különbségek feltárása érdekében. Spearman korrelációt alkalmaztunk a három macska típus esetén külön-külön, a fontosabb táplálék típusok fogyasztási arányai közötti, valamint a fogyasztási arányok és a  $B_A$  és földrajzi szélesség értékek közötti összefüggés tesztelésére.

A földrajzi szélesség és a  $B_A$  különbségek kapcsolatát a három macska típus esetén külön-külön lineáris regresszióanalízissel és Mantel tesztel

elemztük. A Mantel tesztet XLSTAT 2014.5.03 program verzióval, permutációs tesztel (10000 permutáció), Pearson korrelációval végeztük. Szignifikáns korreláció esetén regresszióanalízist alkalmaztunk a földrajzi szélesség és a  $B_A$  közötti összefüggés leírására.

Kétmintás t-próbával hasonlítottuk össze a ház körül élő macska csoporton belül a közvetlen (préda hazahordás) és közvetett (gyomor és ürülék elemzés) táplálékvizsgálati módszerekkel kapott fogyasztási adatokat (arcsin transzformált RE, 11 fő táplálék kategória). Hierarchikus klaszteranalízissel (Ward klaszter módszer, Euklideszi távolság, értéke 0 és 100 közötti; pl. McDonald 2002) jelenítettük meg a három macska típus, valamint a ház körül élő macska esetén a kétféle (közvetlen és közvetett) táplálékvizsgálati módszerrel kapott európai irodalomból gyűjtött, 11 fő táplálék típusra vonatkozó arcsin transzformált táplálék-összetételeket.

#### *4.5.3. Fészekaljpredáció*

Mayfield (1975) módszerét használtuk a fészkek valódi tojásainak napi túlélési rátáinak számításához, felhasználva a fészeknapok számát és az ismert fészkek (tojás) veszteség számát. Mayfield alapján a napi túlélést a következőképp számítottuk:  $1 - (\text{predált fészkek (tojások) száma osztva a fészeknapok számával})$ , vagyis  $1 - \text{napi mortalitási ráta}$ . A napi fészkek vagy tojás túlélési arány jelentése: annak a valószínűsége, hogy a fészkek vagy a tojás egy napot túlél. Ezek az értékek Johnson (1979) által javasolt tesztel összehasonlíthatók. A napi túlélési és a napi mortalitási ráta is kifejezhető százalékosan.

Az épen maradt (sértetlen), az eltűnt és a különböző ragadozók (emlősök, madarak, kígyók) nyomjeleit rögzített gyurmatojások összehasonlítására  $4 \times 2$ -es és  $5 \times 2$ -es kontingencia táblát használtunk (Zar 1999). A bokorfészkekben

rögzített gyurmanyomok értékelésére alkalmaztuk a 4 (sértetlenek, eltűntek, emlős és madár nyomokat tartalmazó gyurmatojások)  $\times$  2 (Olib és Silba), míg a talajfészkek esetén alkalmaztuk az 5 (sértetlenek, eltűntek, emlős, madár és kígyó nyomok)  $\times$  2 (Olib és Silba) kontingencia táblát.

#### *4.5.4. Ólomvirág borítás*

Az ólomvirág faluban, illetve külterületen kapott borítás értékei közötti különbségek, valamint a szigetek (Olib és Silba falvak) közötti különbséget kétmintás t-próbával teszteltük a nem normál eloszlású adatok arcsin transzformációját követően.

Az SPSS 10.0, 11.5 és R (v. 3.2.3., R Development Core Team, Ausztria) statisztikai programcsomagot használtuk adatelemzésre. A tesztekben az 5%-nál kisebb hibavalószínűség (P) értéket fogadtunk el, kivéve a loglineáris elemzést, ahol Bonferroni korrekciót végeztünk.

## 5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 5.1. Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata

#### 5.1.1 Macskák és főbb préda típusaik abundanciája

A macskák számított relatív abundanciája (1. táblázat, macska egyed/km<sup>2</sup>) lényegesen magasabb volt a falvakban, mint a külterületeken (180,7 vs. 0,42, MANOVA:  $F_{1,1,1} = 106,45$ ,  $P < 0,0001$ ). Az állománysűrűség magasabb volt ősszel, mint tavasszal (87,3 vs. 17,1,  $F_{1,1,1} = 4,67$ ,  $P = 0,033$ ). Ugyanakkor nem találtunk szigettől függően lényeges különbséget (Olib: 70,4, Silba: 59,0,  $F_{1,1,1} = 0,67$ ,  $P = 0,416$ ).

Összhangban ezekkel a kimutatott különbségekkel, a macska ürüléksűrűség alapján kifejezett relatív abundancia érték (1. táblázat, ürülékszám/km gyűjtő útvonal hosszúság) szintén lényegesen nagyobb volt a falvakban, mint a külterületeken (0,68 vs. 0,44,  $F_{1,1,1} = 4,29$ ,  $P = 0,048$ ), nagyobb volt ősszel, mint tavasszal (0,83 vs. 0,55,  $F_{1,1,1} = 9,63$ ,  $P < 0,0001$ ), és a szigetek közötti különbség nem volt statisztikailag alátámasztható (0,83 vs. 0,55,  $F_{1,1,1} = 1,59$ ,  $P = 0,219$ ).

A **kisemlős** relatív abundancia értékek (3. melléklet, 100 csapdaéjszakára jutó új fogások száma) magasabbak voltak az Olib külterületén, mint a településen belül végzett kisemlős felmérésben, valamint magasabbak voltak tavasszal (külterület: 23,63, falu: 4,50), mint ősszel (külterület: 7,25, falu: 1,63). A leggyakrabban fogott faj a közönséges erdeiegér volt, amelynek kisemlős közösségen belüli aránya ősszel 67,2%-ot, tavasszal 95,8%-ot tett ki. A faluban nagy számban fogtunk elevenfogó csapdával házi patkányt, amelynek a kisemlős közösségen belüli részesedése ősszel 15,4%-ot,

tavasszal 22,2%-ot tett ki. A keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) részaránya ősszel, külterületen volt számottevő (25,9%). Más kisméltős fajokat nem fogtunk a csapdázás során.

Az **üregi nyúl** relatív abundanciája szignifikánsan nagyobb volt külterületeken, mint a falvakban (átlag  $\pm$  SE,  $0,60 \pm 0,122$  vs.  $0,25 \pm 0,244$ , MANOVA,  $F_{1,1,1} = 12,74$ ,  $P < 0,001$ ), de a különbség nem volt jelentős az időszakok ( $P = 0,355$ ) és a szigetek ( $P = 0,274$ ) között. A **madarak** relatív abundanciája (4. melléklet) szignifikánsan nagyobb volt Olib faluban, mint a külterületén (MANOVA,  $F_{1,1} = 8,29$ ,  $P = 0,008$ ), és nagyobb volt az őszi madárvonulás időszakában, mint tavasszal ( $F_{1,1} = 5,45$ ,  $P = 0,028$ ). A madarak költési időszakában a számított átlagos ( $\pm$ SE) **gyíksűrűség** vonalanként  $26,7 \pm 5,79$  gyík/km volt Olibon.

### 5.1.2. Táplálék-összetétel, prédaválasztás és táplálkozási niche

Összesen 578 macska ürülékgyűjtőtünk és elemeztünk, melyekből 325 származott Olibról és 253 Silbáról (2. táblázat). A táplálék állatok összesített száma 838 volt (Olib: 496, Silba: 342). Ehhez hozzáadva a kimutatott növények számát (99) és az egyéb táplálék komponensek számát (74), a teljes táplálékkelem-szám 1011 volt a két szigetről.

A fő zsákmányállatok kisméltősök voltak (7. ábra, 2. táblázat). A macskák ürülékmintáiban a csapdával megfogott fajokon kívül mindkét szigeten előfordult kised cickány (*Suncus etruscus*). A kisméltősök fogyasztásában a macska csoport hatása és a sziget  $\times$  időszak interakció volt szignifikáns (loglineáris elemzés, 3. táblázat), míg a sziget, az időszak hatása, a macska csoport  $\times$  sziget és a macska csoport  $\times$  időszak interakció nem volt jelentős.



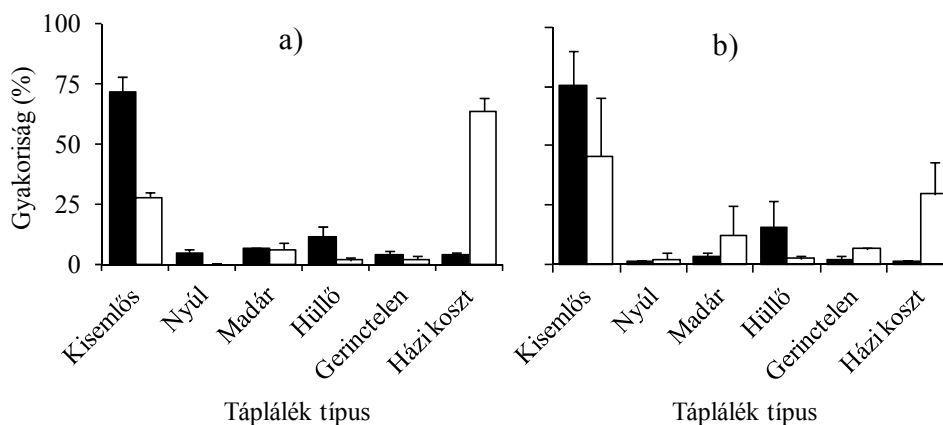


## 2. táblázat folytatása

Táplálék elemek	Olib								Silba							
	Ősz				Tavaszi				Ősz				Tavaszi			
	Elvadult		Ház körüli		Elvadult		Ház körüli		Elvadult		Ház körüli		Elvadult		Ház körüli	
	RE	E	RE	E	RE	E	RE	E	RE	E	RE	E	RE	E	RE	E
Sáskák, Acridoidea	2,5	4,5	1,0	1,4			1,6	2,0	2,6	3,5	1,8	2,6	2,4	3,4		
Skorpió <i>Euscorpius</i> sp.							3,3	2,0								
Egyéb gerinctelenek	1,23	2,2	6	8,3			1,64	2,0	2,6	3,5	1,8	2,6				
Halak, Pisces	1,6	2,2	22,0	16,7	1,1	1,4	4,9	5,9	1,3	1,8	8,8	12,8	3,5	5,1	8,8	9,7
Baromfi			5,0	6,9									1,2	1,7	2,9	3,2
Baromfítójas			1,0	1,4					1,3	1,8	3,5	5,1				
Háziállat vágási maradék	0,4	0,7	5,0	6,9			4,9	5,9			8,8	12,8				
Házi kedvenc táp			10,0	13,9			6,6	7,8			36,3	52,6			57,4	62,9
Ürülékek száma (n)	133		72		69		51		57		78		59		59	
Táplálékelemek száma	243		100		92		61		76		113		85		68	
B <sub>A</sub>	0,25		0,47		0,04		0,18		0,13		0,26		0,24		0,17	
Gyümölcsök (N)	1		8		1						4					
Egyéb növények (N)	16		13		16		14		8		20		3		13	
Egyéb anyagok (N)	3		23		1		3		2		17		2		5	

Ürülékminta gyűjtés időszaka: 2008. október – 2009. május-június. RE – százalékos relatív előfordulási gyakoriság, E – százalékos előfordulási gyakoriság, B<sub>A</sub> – standardizált táplálkozási niche-szélesség érték. Üres cella az adott táplálék taxon kimutatásának a hiányát jelenti.

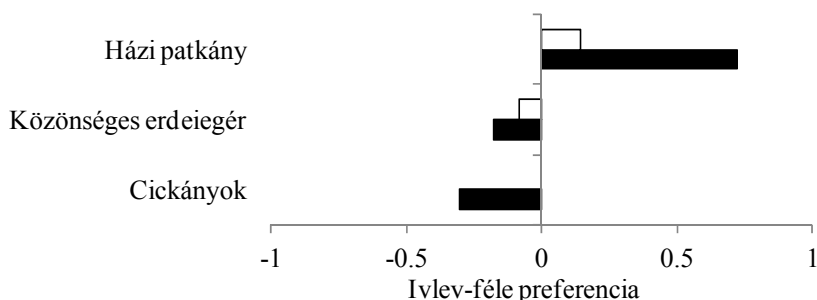
Az elvadult macskák, összehasonlítva a ház körül élő macskákkal gyakrabban fogyasztottak kisemlősöket (E, 95,2% vs. 44,0%). Olibon tavasszal, míg Silbán ősszel volt gyakoribb ezek fogyasztása (2. táblázat).



**7. ábra:** Az elvadult házimacskák (fekete oszlopok) és a ház körül élő házimacskák (fehér oszlopok) táplálék-összetétele a) Olib és b) Silba szigetén (Adriai-tenger, Horvátország).

Százalékos relatív előfordulási gyakoriság, átlag  $\pm$  SE.

A **kisemlős** kínálatot is alapul véve, Olibon a macskák **preferálták** ( $E_i$ , Ivlev-féle index) a házi patkányt (elvadult macskák  $E_i = 0,72$ , ház körül élő macskák  $E_i = 0,14$ ), kismértékben mellőzték a közönséges erdeiegeret (elvadult macskák  $E_i = -0,18$ , ház körül élő macskák  $E_i = -0,08$ ) és a cickányokat (elvadult macskák  $E_i = -0,30$ , ház körül élő macskák  $E_i = 0,00$ ) (8. ábra). A különböző kisemlős taxonok preferenciája nem különbözött szignifikánsan a két macska csoport között (páros t-próba, házi patkány:  $t_1 = 1,64$ ,  $P = 0,349$ , erdeieger:  $t_1 = 2,35$ ,  $P = 0,256$ ). A kisemlős készlet (100 csapdaéjszakára jutó új fogásszám) és a kisemlős fogyasztás (RE adatok) nem mutatott szoros összefüggést (Pearson korreláció,  $r_P = 0,79$ ,  $P = 0,209$ ).



**8. ábra:** Elvadult (fekete színnel jelölt) házimacskák és ház körül élő (fehér színnel jelölt) házimacskák kisemlős preferenciája (Olib, Adriai-tenger).

A fogyasztott **madarak** között kimutatható volt kistestű énekesmadarak (Olib: *Sylvia* sp., *Passer* sp., Silba: *Erithacus rubecula*, *Regulus* sp.), Olibon közepes testméretű madarak és tavasszal madártojás (tojáshéj) fogyasztása. A madártáplálékot alapul véve, a macska csoport és az időszak hatása volt szignifikáns (3. táblázat). Madarakat gyakrabban ettek a ház körül élő macskák, mint az elvadult macskák (E, 12,7%, vs. 7,3%), továbbá gyakrabban fogyasztottak ősszel, mint tavasszal (E, 15,9% vs. 4,1%). Olibon a madár abundancia (n/km/nap) és a macskák madárfogyasztása (RE) szoros összefüggést mutatott (Pearson korreláció,  $r_p = 0,99$ ,  $P = 0,025$ ).

A fogyasztott **hüllők** között elsősorban olasz faligyík szerepelt, de Olibon ritkán siklófogyasztás is előfordult. A gyíkfogyasztásban a macska csoport, a sziget, az időszak hatás és a sziget  $\times$  időszak interakció is szignifikáns volt (3. táblázat). Gyíkokat gyakrabban fogyasztottak az elvadult macskák, mint a házi macskák (E, 21,7% vs. 2,7%), gyakrabban Olibon mint Silbán (15,9% vs. 8,6%) és ősszel, mint tavasszal (15,8% vs. 8,7%).

A **házi táplálékban** halak (pl. sügérfélék, Percidae) ételmaradékok, így kérődzőkből, baromfifélékből származó maradványok, baromfítojás és leggyakrabban macskatáp szerepelt. (A macska- és/vagy kutyatáp fogyasztásra a tápban található darált növényi vivőanyagok utaltak.)

**3. táblázat:** Az Adriai-tenger két kis szigetén, Olibon és Silbán vizsgált elvadult és ház körül élő házimacskák őszi (2008) és tavaszi (2009) ürülmintáiból kimutatott táplálék típusok előfordulási gyakoriság adataira épülő loglineáris modell eredménye.

Táplálék típus	Hatás	df	$\chi^2$	P
Kisemlősök	Macska csoport	1	208,7	<b>&lt;0,0001</b>
	Időszak	1	5,0	0,0258
	Sziget	1	7,9	0,0093
	Macska csoport × időszak	1	0,1	0,7402
	Macska csoport × sziget	1	3,5	0,0619
	Időszak × sziget	1	20,0	<b>&lt;0,0001</b>
Madarak	Macska csoport	1	8,2	<b>0,0043</b>
	Időszak	1	16,8	<b>&lt;0,0001</b>
	Sziget	1	1,6	0,2003
	Macska csoport × időszak	1	7,4	<b>0,0065</b>
	Macska csoport × sziget	1	1,5	0,2169
	Időszak × sziget	1	5,8	0,0161
Hüllők	Macska csoport	1	64,3	<b>&lt;0,0001</b>
	Időszak	1	15,1	<b>&lt;0,0001</b>
	Sziget	1	12,7	<b>0,0004</b>
	Macska csoport × időszak	1	2,1	0,1469
	Macska csoport × sziget	1	0,4	0,5461
	Időszak × sziget	1	29,6	<b>&lt;0,0001</b>
Házi táplálék	Macska csoport	1	233,1	<b>&lt;0,0001</b>
	Időszak	1	11,2	<b>0,0008</b>
	Sziget	1	36,4	<b>&lt;0,0001</b>
	Macska csoport × időszak	1	1,3	0,2537
	Macska csoport × sziget	1	2,1	0,1519
	Időszak × sziget	1	12,1	<b>0,0005</b>
Üregi nyúl	Macska csoport	1	3,7	0,0529
	Időszak	1	1,6	0,2062
	Sziget	1	0,1	0,7759
	Macska csoport × időszak	1	2,5	0,1132
	Macska csoport × sziget	1	4,6	0,0314
	Időszak × sziget	1	0,7	0,3910
Gerinctelenek	Macska csoport	1	1,5	0,2277
	Időszak	1	4,5	0,0332
	Sziget	1	1,9	0,1649
	Macska csoport × időszak	1	0,3	0,5797
	Macska csoport × sziget	1	3,1	0,0805
	Időszak × sziget	1	<0,1	0,9563

Vastagítás jelzi a szignifikáns különbséget (Bonferroni korrekció,  $P < 0,0083$ ).

A házi táplálék fogyasztásában a macska csoport, a sziget és az időszak hatása, valamint a sziget  $\times$  időszak interakció szignifikáns volt (3. táblázat). Házi táplálékot lényegesen gyakrabban fogyasztottak a ház körül élő, mint az elvadult macskák (E, 58,1% vs. 3,9%), gyakrabban Silbán, mint Olibon (41,3% vs. 20,6%), és gyakrabban ősszel, mint tavasszal (36,0% vs. 26,0%).

A macska csoport hatása nem volt szignifikáns az **üregi nyúl** (E, 4,3% vs. 1,5%) és a gerinctelenek (3,9% vs. 6,0%) fogyasztásában, valamint a többi fő hatás sem volt szignifikáns (3. táblázat). A relatív nyúl abundancia érték (n/km) és a nyúlfogyasztás (RE) nem mutatott szoros összefüggést (Pearson korreláció,  $r_P = 0,46$ ,  $P = 0,248$ ).

**A gerinctelenek** között sáskák (Acridoidea), lőtücsök (*Gryllotalpa gryllotalpa*), bogarak (rózsabogár *Cetonia* sp., galacsinhajtó Scarabeidae) csigák (Gastropoda) mindkét szigeten; méhek és darazsak (Hymenoptera), skorpió (*Euscorpius* sp.), kagyló és tengeri csillag (Asteroidea) Olibon fordultak elő.

A ház körül élő macskák mindkét szigeten gyakrabban fogyasztottak **növényeket**, mint az elvadult macskák (Chi-négyzet teszt, Olib:  $\chi^2_1 = 8,92$ ,  $P = 0,003$ , Silba:  $\chi^2_1 = 9,97$ ,  $P = 0,002$ ). Az elvadult macskák növénytáplálékában leggyakrabban fűfélék, Olibon két esetben olajbogyó fordult elő. A ház körül élő macskák táplálékában ezen kívül növényi törmelék, gyümölcshéjat és szőlő magot találtunk.

A ház körül élő macskák ürülék mintáiban mindkét szigeten gyakrabban fordultak elő **nem emészthető** anyagok, hulladékok (20 típus, pl. műanyag, gumi, szövet, alufólia, papír, festék, viasz darabka, ólomsörét), mint az elvadult macskák ürülék mintáiban (három típus: nejlon, műszál, papír) (Chi-négyzet teszt, Olib:  $\chi^2_1 = 36,28$ ,  $P < 0,001$ , Silba:  $\chi^2_1 = 9,81$ ,  $P = 0,002$ ).

Az elvadult macskák táplálékában összesen 20, a ház körül élő macskákéban 24 különböző állatfajt (vagy taxont) azonosítottunk. A táplálkozási niche nem volt szignifikánsan szélesebb a ház körül élő macska, mint az elvadult macska esetén ( $B_A = 0,27 \pm 0,070$  vs.  $0,17 \pm 0,049$ , páros t-próba:  $t_3 = 1,68$ ,  $P = 0,191$ ). A két macska csoport közötti táplálkozási niche-átfedés közepesen alacsony volt (35,6-41,5%), kivéve Olibot, ahol tavasszal ennek értéke magasabb volt (74,3%).

### *5.1.3. A Horvátországban végzett macska táplálékösszetétel-vizsgálat megvitatása*

*Az elvadult házimacskák gyakrabban fogyasztanak kismélsőket és gyíkokat*

Az elvadult és a ház körül élő házimacska csoportok táplálkozása között négy fontos táplálék típus esetén találtunk lényeges különbséget. A mindkét macska csoport számára legfontosabb **kismélsőket** az elvadult macskák kétszeres gyakorisággal zsákmányolták, mint a ház körül élő macskák. A Horvátországban végzett vizsgálatunkhoz hasonlóan, a kismélsős táplálék elsődleges fontosságát tapasztalták a legtöbb szigeten (Fitzgerald 1988, Peck et al. 2008, Nogales és Medina 2009, Bonnaud et al. 2011, Hervías et al. 2014). A két macska csoport között kimutatott különbséget, azon túl, hogy házi kosztot fogyasztottak-e vagy sem, a kismélsős készlet alakulása magyarázza. Olibon, a két macska csoport őszi kismélsős fogyasztási gyakorisága közötti különbség a két területtípus (belterület illetve külterület) kismélsős készletei közötti különbséget tükrözte. Tavasszal viszont a különbségek elmosódtak, mindkét macska csoport meghatározó gyakorisággal kismélsősökkel táplálkozott. A kismélsős fogyasztási gyakoriságbeli változásához hozzájárulhatott a mindkét terület típuson

tavasszal az őszihez képest nagyobb kisémlős készlet, miközben a két terület típus közötti kisémlős készletbeli különbség továbbra is jelentős maradt.

A vizsgált kis szigeteken a macskák kisémlős fogyasztása nem függött a kisémlős készlettől. Ez a macskák számára szinte “korlátlan” táplálékforrás (Carbone és Gittleman 2002) jelenlétére utal. A vizsgálatunk azt mutatja, hogy ilyen kisémlős bőség mellett a szigeteken áttelelt kevesebb macska inkább a gyakori kisémlősökre (nagyobb arányban erdei egerekre), mint a fészkelő madarakra vadászott. Vagyis az adriai szigeteken a kistrágszálóknak hasonló szerepük lehet, mint Új-Zélandon az üregi nyúlak, mint elsődleges tápláléknak a macska őshonos préda fajokra (pl. gyíkokra) irányuló predációjának mérséklésében (Norbury 2001). Esetünkben ez a mérséklő, vagy puffer hatás különösen az elvadult macska csoportnál fontos, mely a ház körül élő macska csoporthoz képest a kisémlősökön kívül gyíkokat is gyakrabban fogyasztott. Az elvadult macskák preferenciát mutattak a házi patkányra, mint számottevő, inváziós mezopredátorra (Courchamp et al. 1999, Bonnaud et al. 2007, 2011), ami arra a lehetőségre utal, hogy a macskák a zsákmányul ejtésük révén szabályozhatják (Fitzgerald et al. 1991), vagy legalább hatást gyakorolhatnak a patkány populációkra.

Azt tapasztaltuk, hogy minden ötödik elvadult macska ürülékben előfordult **gyík** maradvány. A gyíkok esetenként gyakori, vagy rendszeres táplálékai a szigeteken élő macskáknak (Nogales és Medina 2009, Bonnaud et al. 2011). Bár fogyasztásuk az általunk tapasztaltnál gyakoribb az alacsonyabb szélességen (Fitzgerald 1988). Tekintetbe véve a vizsgált adriai szigetek macskasűrűség adatait, és a macska esetén ismert 1 ürülék per nap ürítési arányt (Liberg 1984), a tapasztalt gyík predáció gyakori, még egyes melegebb éghajlatú területeken végzett vizsgálatokkal (Juan de Nova sziget:

Peck et al. 2008, Kanári-szigetek: Nogales és Medina 2009) összehasonlítva is, kivéve Ausztráliát (Doherty et al. 2015).

Tekintettel az adriai szigetek gazdag hullófaunájára (Tvrtković 2006), gyakori fogyasztásuk leginkább aggasztó az elvadult macskák táplálkozását illetően. A gyíkok nagyarányú fogyasztása egyúttal jelzi a táplálékhálózat sérülékenységét is. A ház körül élő macskák esetén tapasztalt ritkább gyíkfogyasztás a sokkal könnyebben elérhető egyéb táplálékforrások hasznosításával (Fitzgerald 1988, Norbury 2001, Courchamp és Caut 2005) magyarázható. A különbséget más is okozhatja, például a macskák gyakran vadásznak akkor is, ha nem éhesek (Mertens és Schär 1988), a zsákmányolt állatokat elfogyasztás nélkül hátra hagyhatják (Carss 1995, Woods et al. 2003), amit nyakörves kamerás vizsgálat is bizonyít (Loyd et al. 2013).

*A ház körül élő házimacskák gyakrabban fogyasztanak házi koszton kívül madarakat is*

A ház körül élő házimacska csoport 15-22-szer gyakrabban fogyasztott **házi táplálékot**, mint az elvadult házimacska csoport, vagyis a két macska csoport táplálékszerzési stratégiája e tekintetben élesen különbözött. Az elvadult macskák a házi tápláléktól nem függenek (Dickman 1996b), nagyon ritkán ezek fogyasztása esetükben mégis előfordul (Liberg 1984, Pearre és Maass 1998). A házi táplálék, a települések alkalmi megközelítésén (Biró et al. 2005) kívül, a településektől távolabb található forrásokból (szemétlerakás, ételmaradék) is származhatott.

Az adriai szigetek – beleértve a két vizsgált területet – fontos szerepet töltenek be a madárvonulásban, továbbá telelőhelyként is jelentősek számos madárfaj számára és lényeges élőhelyei ritka költő madárfajoknak (Radović et al. 2005). A macskák táplálék-összetételét befolyásolta a madarak, mint a



szigetvilág értékes elemeinek időszaktól függően eltérő létszáma. Az őszi madárvonulás időszakában (Olib, nagy madárlétszámok) volt jelentősebb a ház körül élő macskák madárfogyasztása. A közvetlen predáció mellett (Purger et al. 2008), macskák könnyebb zsákmányejtését segítheti az éppen akkor virágzó ólomvirág ragadós virágjának a csapdája, az énekesmadarak, és közülük különösen a nagy számban érkező (4. melléklet), mindössze 4-7 g tömegű sárgafejű királyka esetében (részletesebb elemzés későbbi fejezetben található). Valójában mindkét macska csoport madárfogyasztási gyakorisága viszonylag alacsony volt, különösen más szigetekkel (Bonnaud et al. 2011, Hervias et al. 2014), vagy kontinenssel (Fitzgerald 1988, Biró et al. 2005) és urbánus környezettel (Heezik et al. 2010) összehasonlítva.

A madarak költési időszakában Olibon – az őszinél jóval kisebb madárlétszám mellett – a ház körül élő macskák nem fogyasztottak madarakat, az elvadult macskák is csak alkalomszerűen. Silbán időszaktól és macska csoporttól is függetlenül viszonylag ritka (RE, <9%) volt a madárfogyasztás. A mindkét szigeten ritka madárfogyasztást támasztják alá a mindkét szigeten elvégzett tavaszi fészekpredációs tesztek, amelyekben nem sikerült kimutatnunk a macskák fészekpredációját (részletesebb elemzés későbbi fejezetben található). Ugyanakkor a macskák ürülékmintáiból – az alkalmazott módszertan korlátai (Reynolds és Aebischer 1991) miatt is – ritkán kimutatott madártojás maradványok azt jelzik, hogy a macskának van az adriai szigeteken fészekaljpredátorként szerepe. A mindkét macska csoportban tapasztalt alacsony madárfogyasztás a predikciónkat csak részben támogatja. A madarak viszonylag ritka predációjához nagyban hozzájárulhattak a könnyebben hozzáférhető táplálékforrások, egyrészt a házi táplálékok, másrészt a kisemlősök.

*Egyéb táplálék típusok kisebb jelentősége*

A vizsgált szigeteken a macskák számára kisebb jelentőségű kiegészítő táplálékot jelentettek az üregi nyulak, az ízeltlábúak, a növények és a konyhai hulladékok. Az **üregi nyúl** állománya, a helybeliek elmondása szerint, a vizsgálatunkat megelőző években myxomatózis járvány miatt jelentősen lecsökkent. Az üregi nyúl fogyasztása a vizsgált időszakban a szigeteken alkalmi volt, ugyanakkor a nyulak nagy abundancia érték esetén gyakori táplálékai a házimacskának (Corbett 1979, Liberg 1984, Carss 1995, Medina et al. 2006).

A **gerinctelenek** táplálkozási szerepe általában méretük miatt alárendelt. Az ürülék mintákban talált gerinctelenek apró maradványai származhatnak közvetten például az elfogyasztott gyíkokból is (Medina és Garcia 2007), ugyanakkor ismert, hogy a házimacska ritka, endemikus ízeltlábú fajokat is zsákmányol (Fitzgerald 1988, Medina és Garcia 2007). A táplálékban főként a macska számára könnyen elejthető (Fitzgerald 1988) nagy testméretű rovarfajok egyedei, például az utakon is gyakran megpihenő sáskák fordultak elő, amint azt más szigeteken is tapasztalták (Medina és Garcia 2007, Peck et al. 2008, Nogales és Medina 2009). A szigeteken élő kistestű, mérsékelt veszélyes mérgező skorpiót közvetlenül elejthették a ház körül élő macskák, azzal együtt, hogy a macska skorpiófogyasztása ritkaság (Bonnaud et al. 2011).

Bár a macskák **növény**fogyasztása alkalmi (Fitzgerald 1988, Biró et al. 2005), a ház körül élő macskák általában gyakrabban ettek növényi táplálékot. Az elvadult házimacska esetén az elejtett préda emésztőrendszere sokkal inkább tartalmazhatja a macska számára szükséges növényi tápanyagokat, vitaminokat (Fitzgerald 1988), feltehetően ezért fogyasztott ritkábban közvetlenül növényeket.

### *Táplálkozási niche és - opportunizmus*

A két házimacska csoport táplálkozási niche-e nem különbözött lényegesen, így a predikciónkat, ami szerint az elvadult házimacska táplálkozási niche-e a többféle vadon élő préda típus gyakoribb fogyasztása miatt szélesebb lesz, nem tudtuk alátámasztani.

A ház körül élő macskák a házi táplálék mellett gyakorlatilag minden olyan táplálék típusból fogyasztottak, amiből az elvadult macskák is. A vadászati képességek nagy hasonlósága ellenére a két macska csoport táplálkozási niche-átfedése kisebb mértékű volt, mint amit a kontinensen a vadmacska, a hibrid vadmacska és az elvadult házimacska között kimutattak (Biró et al. 2005). Ez a táplálék-összetételek eltérései alapján eltérő táplálkozási stratégiákat jelez. Összességében, mindkét vizsgált macska csoport sokkal inkább tekinthető generalista ragadozónak, amint azt más vizsgálatban is tapasztalták (összegzés: Fitzgerald 1988, Bonnaud et al. 2011), mint specialistának. A specializációra (és állományszabályozásra) való képességet az elvadult macska csoport házi patkány preferenciája mégis jelzi, ami például veszélyeztetett endemikus kisemlősök, pl. a San Jose szigeti kengurupatkány (*Dipodomys merriami insularis*) esetén (Bonnaud et al. 2011) súlyos megőrzési problémához vezetett. A vizsgálatunk a két macska csoport eltérő módon kifejeződő táplálkozási generalizmusát, opportunizmusát (és trófikus flexibilitását) erősíti meg. Erre célszerű tekintettel lenni a szigeteken végezhető ragadozó állományszabályozásnál (kontrollnál), amire a Következtetések és javaslatok című fejezetben található konkrét javaslatok a macska és a patkány (valamint az üregi nyúl) vonatkozásában, továbbá monitorozási és adminisztrációs megoldások is.

## 5.2. A házimacskák és a vadmacska európai összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata

### 5.2.1. Általános áttekintés

Összesen 52 közleményt (72 helyszínt) vizsgáltunk, amelyekből 39 tanulmányt (53 helyszínt) használtunk fel az elemzésünkhöz (5. ábra).

Az egyes macska típusonként felhasznált irodalmak általában nagy mintaszámúak ( $n > 75$ ) és egész évre kiterjedők voltak (4. táblázat). A tanulmányok régiók közötti eloszlása kiegyenlítetlen volt, viszonylag kevesebb vizsgálatot végeztek a ház körül élő házimacskákkal a mediterrán régióban, míg az elvadult házimacskákkal a mérsékeltövi területeken.

Az áttekintett irodalom alapján (1. melléklet) Európában a ház körül élő macskák, az elvadult macskák és a vadmacskák által fogyasztott prédák száma: 35, 14 és 40 emlős, 71, 42 és 23 madár, 7, 7 és 5 hüllő, 3, 0 és 1 kétéltű, 1, 1 és 1 hal, valamint 26, 6 és 9 gerinctelen, a macska típusok sorrendjében. Ezek közül, az IUCN Vörös Listájának besorolása alapján mindhárom macska típus két-két sebezhető (potenciálisan veszélyeztetett) és öt-öt veszélyeztetettséghez közeli fajból fogyasztott.

Nem találtunk statisztikailag alátámasztható különbséget az egyes táplálék típusok fogyasztásában a három macska típus esetén a minta típustól (GLM,  $F_{1,43} = 0,65$ ,  $P = 0,776$ ) és a mintaszámtól ( $F_{3,43} = 1,27$ ,  $P = 0,297$ ) függően, míg a bioklimatikus jellemzők ( $F_{1,43} = 4,51$ ,  $P = 0,001$ ) és a vizsgálati időszak hossza ( $F_{1,43} = 2,89$ ,  $P = 0,012$ ) lényeges hatással volt egyes kisebb jelentőségű táplálék típusok fogyasztására. Ezért – az eredmények bemutatásakor indokolva – a további elemzésekhez az adatokat összevontuk. A macska típusok között jelentős különbséget találtunk ( $F_{2,43} = 5,35$ ,  $P < 0,001$ ).

**4. táblázat:** Az irodalmi adatok elemzésében szereplő három macska típusra vonatkozó mintázás kivonatos adatai.

Mintázás	Házimacska		Vadmacska
	Ház körül élő	Elvadult	
	Vizsgálatok száma		
<b>Minta típus</b>			
Ürülék	5	7	8
Gyomor (és belek)	10	3	8
Gyomor és ürülék			2
Préda haza hordás	10		
<b>Mintaszám<sup>1,2</sup></b>			
22-75	3	3	5
76-137	4	2	5
138-214	4	2	5
215-561	4	3	3
<b>Bioklimatikus jellemzők</b>			
Mediterrán	3	6	8
Mérsékeltövi	22	4	10
<b>Mintázási időszak</b>			
Éves	20	8	16
2 vagy 3 évszak	5	2	2

Mintaszám: <sup>1</sup> – kvartilis határok szerint, <sup>2</sup> – préda hazahordás nélkül.  
(Részletes adatok az 1. mellékletben találhatóak.)

### 5.2.2. Különböző macska típusok táplálékainak eltérései

A három különböző macska típus táplálék-összetétele a 11 közül négy fő táplálék típusban tért el jelentősen (5. táblázat). A ház körül élő macskák az elvadult macskákhoz és a vadmacskákhoz képest gyakrabban fogyasztottak házi táplálékot, míg a vadmacskák a ház körül élőkhez képest gyakrabban fogyasztottak rágcsálókat, rovarevőket és nagyvadból. Az elvadult házimacskák rágcsálókat és házi táplálékot a vadmacskákhoz, míg rovarevőket a ház körül élő macskákhoz ettek hasonló arányban.

**5. táblázat:** Különböző típusú macskák táplálék-összetétele (RE, átlag ± SE) az elemzésbe vont európai vizsgálatokban szereplő adatok (1. melléklet) alapján.

Táplálék típus	Házimacska		Vadmacska	F-érték	P	Préda hazahordás
	Ház körül élő	Elvadult				
Rágcsálók	39,39 ± 5,54	<b>62,88 ± 8,34</b>	<b>70,19 ± 5,17</b>	6,71	0,003	61,70 ± 3,43
Rovarevők	0,72 ± 0,29	1,86 ± 1,33	<b>4,26 ± 0,90</b>	6,94	0,003	7,15 ± 1,51
Nyúlalakúak	2,68 ± 1,50	10,79 ± 6,42	10,16 ± 4,39	1,63	0,208	3,08 ± 1,77
Ragadozó emlősök	0,17 ± 0,11	0	0,52 ± 0,23	2,89	0,067	0,11 ± 0,06
Nagyvad	0,02 ± 0,02	0	<b>0,81 ± 0,37</b>	6,21	0,004	0
Házi táplálék	<b>38,53 ± 6,86</b>	3,95 ± 1,56	0,03 ± 0,02	34,99	<0,001	0,02 ± 0,02
Madarak	7,58 ± 1,62	9,14 ± 2,07	5,70 ± 1,12	0,86	0,432	21,86 ± 3,10
Hüllők	1,04 ± 0,38	4,46 ± 2,14	1,92 ± 0,70	1,73	0,190	2,53 ± 1,22
Kétéltűek	0,45 ± 0,32	0	0,30 ± 0,23	0,73	0,490	1,79 ± 0,59
Halak	1,80 ± 1,31	0,54 ± 0,27	0,01 ± 0,01	1,51	0,233	0,90 ± 0,50
Gerinctelenek	7,62 ± 2,46	6,33 ± 3,02	5,68 ± 1,98	0,29	0,753	1,00 ± 0,81
Std. Levins index (B <sub>A</sub> )	<b>0,15 ± 0,02</b>	0,10 ± 0,02	0,08 ± 0,01	4,00	0,026	0,13 ± 0,02
n (helyszínek)	15	10	18			10

F-érték a ház körül élő és az elvadult házimacska, valamint a vadmacska gyomor és ürülék minták elemzésére alapozott vizsgálatok eredményei közötti különbségre vonatkozó érték (ANOVA, Tukey post hoc teszt, df = 2). RE – százalékos relatív előfordulási gyakoriság. Vastagítás jelzi a macska típusok között szignifikánsan (P < 0,05) magasabb értéket. A préda hazahordás adatok közvetlen megfigyelésekből származnak.

A mérsékelt övi (T) területekhez képest a mediterrán (M) területeken végzett vizsgálatokban gyakrabban fogyasztottak hullóket (GLM,  $F = 25,24$ ,  $P < 0,001$ ) a ház körül élő macskák (M: 2,08% vs. T: 0,78%), az elvadult macskák (6,90% vs. 0,79%) és a vadmacskák is (4,30% vs. 0,03%). Gerincteleneket gyakrabban ( $F = 4,78$ ,  $P = 0,035$ ) fogyasztottak a mediterrán területeken mint mérsékelt övi területeken az elvadult macskák (M: 8,99% vs. T: 2,37%) és a vadmacskák (M: 11,09% vs. T: 0,96%), míg ez fordítva alakult a ház körül élő macskák esetében (T: 4,34% vs. M: 3,39%).

Vizsgálat időtartamától függő különbséget az alkalomszerűen fogyasztott nagyvad (GLM,  $F = 5,59$ ,  $P = 0,024$ ) és hal ( $F = 16,00$ ,  $P < 0,001$ ) esetén találtunk. Az egész éves (É) vizsgálatokhoz képest, az időszakos (I) vizsgálatokban nagyvadból gyakrabban fogyasztott a vadmacska (É: 0,5%, I: 3,7%), halat gyakrabban fogyasztott a ház körül élő macska (É: 0%, I: 9,0%) és az elvadult macska (É: 0,2%, I: 2,0%). A gerinctelenek fogyasztásában ( $F = 4,73$ ,  $P = 0,036$ ) a vadmacska esetén volt számottevő a vizsgálat időtartamától függő különbség (éves: 6,11%, időszakos: 0,25%).

A rágcsálók (mint legfontosabb préda típus) fogyasztása negatív összefüggésben állt a házi táplálék fogyasztásával (Spearman korreláció,  $r_s = -0,835$ ,  $P < 0,001$ ) a ház körül élő macska esetén. Negatív összefüggést találtunk a rágcsálók és a nyúlalakúak fogyasztásában ( $r_s = -0,578$ ,  $P = 0,012$ ) a vadmacska esetén.

### 5.2.3. A táplálkozási niche-t befolyásoló tényezők

A ház körül élő macskák táplálkozási niche-e szélesebb volt, mint a vadmacskáé (5. táblázat), míg az elvadult házimacskáké nem különbözött lényegesen a másik két típusétól. A táplálkozási niche-átfedés a ház körül élő és az elvadult házimacska, valamint a ház körül élő macska és a vadmacska

között 59,9% és 56,4%, míg az elvadult macska és a vadmacska között 91,7% volt.

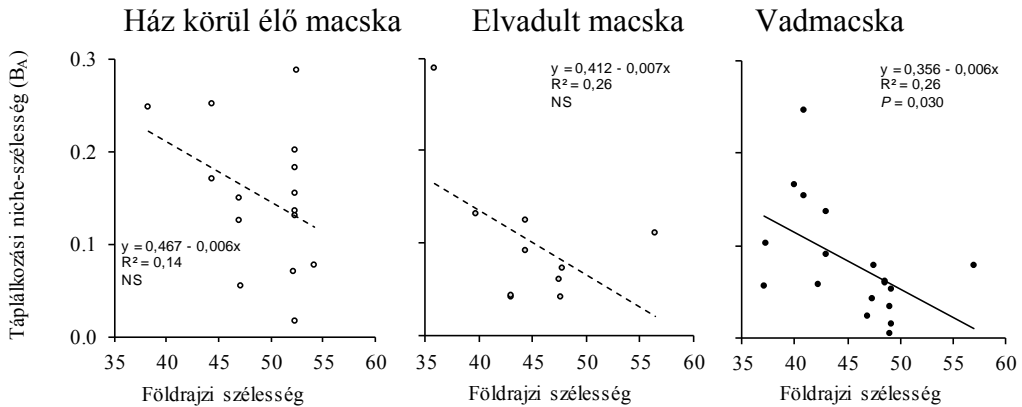
A standardizált táplálkozási niche-szélesség ( $B_A$ ) negatív összefüggésben állt a rágcsálófogyasztással az elvadult házimacska (Spearman korreláció,  $r_s = -0,927$ ,  $P < 0,001$ ) és a vadmacska esetén ( $r_s = -0,957$ ,  $P < 0,001$ ), míg pozitív összefüggésben állt a nyúl- ( $r_s = 0,491$ ,  $P = 0,039$ ) és hullófogyasztással ( $r_s = 0,546$ ,  $P = 0,019$ ) a vadmacska esetén, vagy a madárfogyasztással a ház körül élő macska esetén ( $r_s = 0,636$ ,  $P = 0,011$ ).

A földrajzi szélesség negatív összefüggésben állt a hullófogyasztással a ház körül élő macska (Spearman korreláció,  $r_s = -0,564$ ,  $P = 0,029$ ) és a vadmacska esetén ( $r_s = -0,777$ ,  $P < 0,001$ ), valamint a gerinctelenek fogyasztásával ( $r_s = -0,677$ ,  $P = 0,032$ ) az elvadult házimacska esetén.

Mindhárom macska típus esetén negatív lineáris volt az összefüggés a földrajzi szélesség és a  $B_A$  között (9. ábra). Az összefüggés azonban csak a vadmacska esetén (regresszióanalízis,  $r = -0,511$ ,  $P = 0,030$ ) volt szignifikáns, míg a ház körül élő macska ( $r = -0,373$ ,  $P = 0,170$ ) és az elvadult házimacska ( $r = -0,511$ ,  $P = 0,131$ ) esetén nem volt szignifikáns.

A földrajzi szélesség és a  $B_A$  különbségek kapcsolatának eltérő alapú, permutációs tesztel (Mantel-teszt) végzett vizsgálata hasonló szorosságot, de a tényleges összefüggést jobban mutató szignifikanciát eredményezett. Mindhárom macska típus esetén negatív lineáris összefüggés volt a földrajzi szélesség különbség és a  $B_A$  különbség között, amely a ház körül élő macska esetén csak marginálisan volt szignifikáns (Mantel teszt,  $R^2 = 0,077$ ,  $P = 0,050$ ), míg az összefüggés szignifikáns volt az elvadult házimacska ( $R^2 = 0,192$ ,  $P = 0,029$ ) és a vadmacska ( $R^2 = 0,295$ ,  $P < 0,001$ ) esetén.

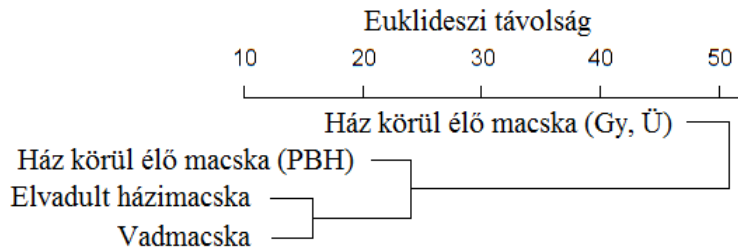




**9. ábra:** A földrajzi szélesség és a standardizált táplálkozási niche-szélesség összefüggése különböző macska típusokban, az elemzésben szereplő európai vizsgálatok alapján.

#### 5.2.4. Közvetlen versus közvetett táplálékösszetétel-elemzés

A ház körül élő macskák zsákmányszerzésének közvetlen vizsgálata (préda hazahordás) esetén a közvetett vizsgálathoz (gyomor és ürülék) képest (5. táblázat) szignifikánsan gyakoribb volt a rágcsálók (kétmintás t-teszt,  $t_{23} = 2,89$ ,  $P = 0,080$ ), a rovarrevők ( $t_{23} = 6,26$ ,  $P < 0,001$ ), a madarak ( $t_{23} = 4,61$ ,  $P < 0,001$ ) és a kétéltűek ( $t_{23} = 2,66$ ,  $P = 0,014$ ) kimutatása, és ritkább a házi táplálék ( $t_{23} = 5,62$ ,  $P < 0,001$ ) és az ízeltlábúak ( $t_{23} = 2,54$ ,  $P = 0,018$ ) kimutatása. A standardizált táplálkozási niche-szélesség nem különbözött szignifikánsan a kétféle vizsgálati módszer között ( $t_{23} = 0,870$ ,  $P = 0,393$ ). A három macska csoportot, valamint a ház körül élő macska esetén a kétféle vizsgálati módszert (közvetett vs. közvetlen táplálékvizsgálat) alapul véve, legkevésbé különbözött a vadmacska és az elvadult házimacska táplálékösszetétele ( $E_d = 15,7$ ), míg leginkább különböztek a ház körül élő macskák: a vizsgálati minta típusától függően ( $E_d = 44,4$ ; 10. ábra).



**10. ábra:** A ház körül élő és az elvadult házimacska, valamint a vadmacska általános táplálék-összetételeinek hasonlósága az elemzésbe vont európai irodalmi adatok alapján.

Ház körül élő macska esetén kétféle táplálékvizsgálati módszert vettünk alapul: 1) közvetett (Gy – gyomor és Ü – ürülék vizsgálat) és 2) közvetlen (PBH – préda hazahordás) módszerek. Az elvadult macska és a vadmacska esetén közvetett vizsgálati módszerrel kapott adatok szerepelnek. Arcsin transzformált RE adatok, klaszter módszer: Ward, 11 fő táplálék típus.

#### 5.2.5. *Házimacskák és a vadmacska európai táplálék-összetételeinek összehasonlító elemzésének megvitatása*

##### *Macska típusok közötti különbség*

A gyomortartalom és ürülékvizsgálatokra alapozott összehasonlító elemzésünk szerint a különböző macska típusok táplálék-összetételei különbségeket mutatnak, ami alátámasztja az 1. predikciót. A táplálékforrás különbözőségei, például településeken a házi táplálékok értelemszerűen nagyobb hozzáférhetősége (Fitzgerald 1988), természeti területeken a nagyobb kisméltós- és nagyvad (tetem) kínálat (pl. Corbett 1979, Turner és Bateson 1988, Biró et al. 2005) a ház körül élő macska és a vadmacska között eredményezett határozottabb táplálék-összetételbeli különbséget. Az elvadult macska a táplálkozási jellemzői alapján bár több tekintetben is köztes jelleget mutatott, de inkább a vadmacskához állt közelebb. A táplálék-összetételbeli különbségek kifejeződtek a ház körül élő macska és a másik két típus közötti alacsonyabb (kb. 60%) és a vadon élő két típus (elvadult házimacska,

vadmacska) közötti magasabb (90% feletti) táplálkozási niche-átfedésben is (alátámasztva az 1. predikciót).

A mindhárom macska típus számára – eltérő mértékben – elsődlegesen fontos prédát rágcsálók jelentettek, elsősorban az európai területeken nagy egyedszámban jelen levő és hozzáférhető *Microtus* és *Apodemus* fajok, és részben a patkányok (*Rattus* sp.). A ház körül élő macska másodlagosan fontos tápláléka a házi koszt volt, az elvadult macskáé és a vadmacskáé a nyulak voltak. A rágcsálók fogyasztásának csökkenésével, a vadmacska esetén nőtt a nyúlalakúak fogyasztása, alátámasztva Lozano et al. (2006) megállapítását, hogy a vadmacska fakultatív táplálék specialista ragadozó, és ha teheti, az üregi nyulat (főleg fiatal és beteg pl. mixomatózisos egyedeket) preferálja (Corbett 1979, Sarmiento 1996, Gil-Sánchez et al. 1999). Elvadult házimacskák esetén Ausztráliában, Doherty et al. (2015) a nyúl- és a kisemlősfogyasztás között szintén negatív összefüggést találtak. A ház körül élő macska esetén a házi koszt fogyasztásának csökkenésével nőtt a rágcsálók fogyasztása, utalva az opportunistá táplálkozási stratégiára (Turner és Meister 1988). A többi táplálék típus fogyasztása nem függött össze szorosan a kisemlős fogyasztással egyik macska típus esetén sem. A legtöbb esetben éves adatsorokat használtunk, de néhány, kevésbé fontos tápláléktípus fogyasztását befolyásolta a mintázási időszak hossza.

A mindössze négy táplálék típusban (rágcsálók, rovarévők, nagyvadfajok és házi koszt) kimutatott szignifikáns különbségeken kívül, a nagy szórásértékek miatt (jelezve a táplálékkínálat és a vadászati technika nagy variabilitását) biológiailag számottevő (de statisztikailag nem alátámaszthatóan jelentős) macska típusok közötti eltéréseket találtunk (1. melléklet). Mindhárom macska típus viszonylag gyakran és hasonló gyakorisággal fogyasztott madarakat és ízeltlábúakat. Az alkalmanként

fogyasztott tápláléktípusok közül kisebb testméretű ragadozó emlősöket a vadmacska, hüllőket (főként gyíkokat) az elvadult macska, halakat a ház körül élő macska fogyasztott inkább (1. melléklet). A ház körül élő macska esetén az általános tendenciától eltérve, nagyarányban például nyulak (23,3%: Niewold 1986), madarak (22,6%: Achterberg és Metzger 1980), halak (18,1%: Lanszki et al. 2016), gerinctelenek (32,0%: Krauze-Gryz et al. 2012); az elvadult macska esetén nyulak (64,8%: Corbett 1979), madarak (22,0%: Ozella et al. 2016), hüllők (20,9%: Lanszki et al. 2016), ízeltlábúak (32,6%: Millán 2010); és a vadmacska esetén nyulak (73,3%: Corbett 1979), ragadozó emlősök (3,6%: Biró et al. 2005), nagyvadfajok (6,5%: Kozená 1990), madarak (16,4%: Biró et al. 2005), hüllők (10,3%: Apostolico et al. 2016), gerinctelenek (27,6%: Malo et al. 2004) fogyasztását tapasztalták (1. melléklet).

### *Táplálkozási niche*

Sokféle préda faj fordult elő mindhárom macska típus gyomor- és ürülmintáiban. Préda fajokban gazdag volt a vadmacska tápláléka európai irodalmak összegzésekor (Apostolico et al. 2016), továbbá az elvadult macskáé is Ausztráliában (Doherty et al. 2015), a világ különböző szigetein (Bonnaud et al. 2011, Medina et al. 2011) és globális kiterjedésben (Fitzgerald 1988) végzett összegzések szerint egyaránt. A préda fajok sokfélesége a ház körül élő macska esetén is fennáll, különösen préda hazahordás (pl. Woods et al. 2003, Krauze-Gryz et al. 2012) alapján. Ismertek a házimacska, mint sokféle idegenhonos és inváziós ragadozónak a vadvilágra gyakorolt kedvezőtlen hatásáról becslések is (pl. Liberg 1984, Fitzgerald 1988, Dickman 1996a, Woods et al. 2003, Medina et al. 2011, Loss et al. 2013). Veszélyeztetett fajok előfordultak a prédák között a ház

körül élő macska [pl. déli kószapocok (*Arvicola sapidus*): Woods et al. 2003, skótfajd (*Lagopus lagopus scoticus*): Corbett 1979], az elvadult macska [pl. közönséges ürge (*Spermophilus citellus*): Biró et al. 2005, bukdosó vészmadár (*Puffinus yelkouan*): Tranchant et al. 2003, Bonnaud et al. 2011] és a vadmacska esetében is [nagy hőscincér (*Cerambix cerdo*): Moleón és Gil-Sánchez 2003]. Ugyanakkor a ház körül élő és az elvadult macskák fő táplálékai Európában idegenhonos és/vagy kártevő fajok (pl. patkányok, pockok, egerek) is lehetnek (pl. Niewold 1986, Tranchant et al. 2003, Biró et al. 2005), esetenként a preferenciájuk is kimutatható (Lanszki et al. 2016).

A várttól eltérően, mindhárom macska típus táplálkozási niche-e szűk volt, ami azt jelzi, hogy a rendelkezésre álló táplálékforrásoknak csak viszonylag szűk sávját hasznosítják. Ezzel együtt a ház körül élő macska táplálkozási niche-e szélesebb volt, mint a vadmacskáé, ami a 2. predikciót így részben alátámasztotta. A ház körül élő macska opportunista: inkább emberi környezetben könnyen fellelhető házi kosztot fogyaszt (Fitzgerald 1988), ugyanakkor ismert, hogy a vadmacskához hasonlóan (Moleón és Gil-Sánchez 2003, Malo et al. 2004) fakultatív táplálék specialista stratégiát követ (Krauze-Gryz et al. 2012), például alacsony kisemlős táplálékkészlet esetén, vagy a madarak költési időszakában zsákmány típust válthat, és kisemlősök helyett ekkor madarakkal, vagy gyíkokkal táplálkozik (Fitzgerald 1988, Peck et al. 2008). Ráadásul esetében a prédaejtés nem feltétlenül jár együtt fogyasztással (Churcher és Lawton 1987, Woods et al. 2003, Loyd et al. 2013), míg a vadmacska inkább táplálék specialista vagy fakultatív táplálék specialista (Malo et al. 2004, Biró et al. 2005, Lozano et al. 2006). Az elvadult házimacska köztes helyet foglal el; amint a vadmacska is, önnfenntartás érdekében vadászik, házi kosztot ritkán fogyaszt (1. melléklet). A kisemlősökre jobban specializálódott elvadult macska és vadmacska

táplálkozási niche-e szélesedett a fő táplálékot jelentő kisemlősök fogyasztásának csökkenésével, továbbá a vadmacska táplálkozási niche-e szélesedett a nyulak és hüllők gyakoribb fogyasztásával. Ez megerősíti Lozano et al. (2006) vadmacska vonatkozásában korábban tett megállapításait. A ház körül élő macska esetén a táplálkozási niche a madárfogyasztás gyakoribbá válásával szélesedett, amit feltehetően a madarak etetése (Lepczyk et al. 2008) és a madárvonulás (Lanszki et al. 2016) is befolyásol, ami utal a madártáplálék számukra való fontosságára. A vadmacska esetén rendhagyóan széles táplálkozási niche-t tapasztaltak Spanyolországban (pl. Malo et al. 2004), ház körül élő macska esetén kifejezetten szűk táplálkozási niche-t például Svájcban végzett vizsgálatban (Weber és Dailly 1998) találtak.

#### *Földrajzi szélesség jelentősége*

Az elemzésünk kimutatta, hogy nemcsak a vadmacska esetén (Lozano et al. 2006), hanem az elvadult macska (Fitzgerald 1988) és valószínűleg a ház körül élő macska esetén is fennáll a földrajzi grádiens mentén változó táplálkozási niche-szélesség (alátámasztva a 3. predikciót). A ház körül élő macska esetén a gyengébb negatív összefüggés (marginálisan szignifikáns kapcsolat) az ember (a gazda) által biztosított házi táplálék – földrajzi szélességtől függetlenül – nagyarányú fogyasztására vezethető vissza. A vizsgálatunk ismét rámutat az elvadult macska vadmacskához inkább hasonló táplálkozási szokásaira. Macska típustól függően eltérő mértékben, de Európa délebbre eső területei felé haladva nő a hüllők és a gerinctelenek fogyasztási gyakorisága, a potenciális préda fajokban való gazdagság növekedésével (Fitzgerald 1988, Malo et al. 2004, Lozano et al. 2006). A ház körül élő macska esetén más tényezők szerepe is fontos lehet, például Fitzgerald

(1988) szerint a déli irányban csökkenő házi koszt fogyasztás a kisebb emberi népességgel függ inkább össze. További tényezők lehetnek a motiváció és a vadászati módszerek eltérései a három macskatípus között. A BA és a földrajzi szélességi értékek közötti regresszióknál a szignifikancia hiánya (ház körül élő macska esetén) inkább az adatok nagy variabilitásából, mint a mintaszámból adódik. Ez a házimacska csoport változatosabb fenotípusos megjelenéséből eredhet, ami az elmúlt 200 évben felgyorsult mesterséges szelekció eredménye (Driscoll et al. 2009, Dickman és Newsome 2015).

### *Fogyasztás és predáció közötti különbség*

A ház körül élő macska táplálék-összetételek irodalmi adatainak összegzése és elemzése alapján a fogyasztás és a predáció eltért, amint Krauze-Gryz et al. (2012) közvetett és közvetlen táplálék-összetétel elemzési módszerre alapozott helyi vizsgálata alapján feltételezhető volt (4. predikció). Hall és Bradshaw (1988) kimutatták, hogy kifejlett házimacskákban a játék megkülönböztethetetlen motivációt jelent a ragadozástól, mivel mindkét viselkedést egyaránt befolyásolja az éhség, valamint a játék vagy a zsákmány mérete. A zsákmány mérete az éhség szintjétől függ, az éhség erősödésével csökken. Minden olyan tárgy, amely a zsákmányhoz kapcsolódó tulajdonságokat mutatja, például a mérete vagy a szerkezete alapján, kiválthatja a zsákmányejtést és a játékot. Ha az inger (a tárgy) jellemzői változatlanok maradnak, gyorsan bekövetkezik annak megszokása és a játszó viselkedés megszűnik (Hall et al. 2002). Élő zsákmány esetében az inger erős, a zsákmány jellemzői megváltoznak, predáció még akkor is előfordul, ha az éhség alacsony szintje miatt nincs szükség zsákmányejtésre. A kölyök macskák a prédaejtést játék helyzetekben tanulják. Az anya macska különböző zsákmánytípusokon és sokféle helyzetben - kezdetben megölt

prédákön - mutatja be a kölyköknek a zsákményejtést, később az elengedett élő zsákmányállatokkal készíti a fiatalokat viselkedési válaszra (Turner és Bateson 1988). Ezek a szokások eredményezhetik a predáció éhség vagy más motivációk (pl. játék, tanítás) miatti szétválását a ház körül élő macska esetében. Az eltérő motivációk miatt a zsákmányejtést nem feltétlenül követi prédafogyasztás (pl. tanítás és játszás esetén) vagy hazahordás (játszás esetén).

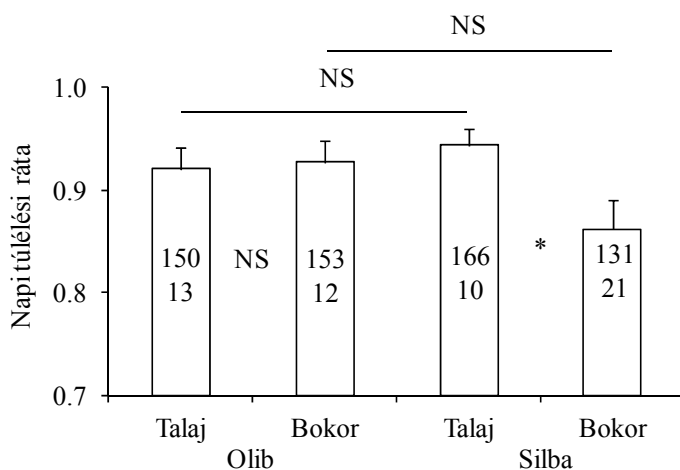
Macskák nyakörves kamerás vizsgálatából (Loyd et al. 2013) ismert, hogy a préda felét (49%) kint hagyják a területen, csak 28%-át fogyasztják el és 23%-át viszik haza, ami így tovább torzíthatja az összehasonlító értékeléseket. Vagyis, ha a ház körül élő macska esetén a préda hazahordást is bevonjuk az értékelésbe (hierarchikus klaszteranalízis), akkor a macska típusok táplálékminitázatai közötti különbség jelentősen mérséklődik. A vizsgálati módszertantól függően tapasztalt különbségek a 4. predikciót alátámasztják, ugyanakkor az 1. predikciót cáfolják. Mindez a közvetett (gyomor- és ürülék) elemzési módszerekre alapozott táplálék-összetelek összehasonlító vizsgálatának korlátját is jelzi a ház körül élő macska esetén. A különböző táplálkozásvizsgálati módszerek, így a kérdőíves felmérés és a táplálék-összetétel elemzés eredményeinek (Krauze-Gryz et al. 2012) összevetése, kiegészítve telemetriás (Biró et al. 2004) és/vagy nyakörvre szerelt videokamerás (Loyd et al. 2013) vizsgálatokkal, egész éves összehasonlító elemzésben lenne reális, így a predáció és fogyasztás közötti évszakos eltérések is kimutathatók lennének.



### 5.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészekaljpredációs teszt

#### 5.3.1. Napi túlélési ráta

A kísérlet egy hete alatt Olibon a talajfészkekben a fűrjtojások 43%-a, a bokorfészkekben 40%-a predálódott. A fűrjtojások napi túlélési rátája a talajfészkekben 0,92 (95%-os konfidencia intervallum, CI: 87,82-96,28) hasonló volt (Mayfield-teszt,  $Z = 2,232$ ,  $P = 0,847$ ), mint a bokorfészkekben (0,93, 95%-os CI: 88,68-96,77) (11. ábra). Silbán más eredményt kaptunk, ott a talajfészkekben levő fűrjtojásoknak mindössze 33%-át, a bokorfészkekben viszont 70%-át predálták. Silbán a fűrjtojások napi túlélési rátája a talajfészkekben 0,94 (95%-os CI: 90,83-97,81), ami szignifikánsan ( $Z = 2,466$ ,  $P = 0,014$ ) magasabb volt, mint a bokorfészkeké (0,86, 95%-os CI: 80,59-91,78) (11. ábra). Olibon és Silbán a fűrjtojások napi túlélési rátája hasonló volt a talajfészkekben ( $Z = 0,827$ ,  $P = 0,408$ ) és a bokorfészkekben is ( $Z = 1,895$ ,  $P = 0,058$ ) (11. ábra).



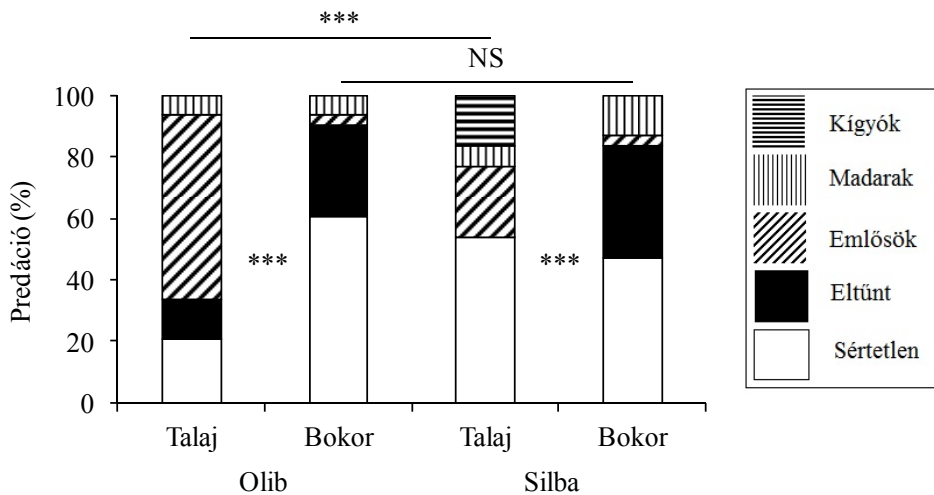
**11. ábra:** A fűrjtojások napi átlagos (+SE) túlélési rátái mesterséges talaj- és bokorfészkekben Olib és Silba szigeteken.

Oszlopon belül a felső szám adatok a túlélő fészeknapok számát, az alsó szám adatok a tojásvesztéséget jelentik. (NS – nem szignifikáns, \*  $P < 0,05$ ).

Olibon és Silbán a fészkaljpredátoroknak a talajfészkekben csak négy illetve két fúrtojáást sikerült feltörni, miközben a bokorfészkekben a meghagyott fúrtojások épen maradtak. Az Olibon és Silbán kihelyezett bokorfészkekből több fúrtojás tűnt el (40%, n = 12 és 70%, n = 21, a két sziget sorrendjében), mint ami a talajfészkekből eltűnt (30%, n = 9 és 27%, n = 8, a két sziget sorrendjében).

### 5.3.2. Fészkaljpredátorok

Az épen maradt, az elvitt (eltűnt) és a különböző ragadozók nyomjeleivel jelölt gyurmatojások arányai lényegesen különböztek a talaj- és a bokorfészkek között Olibon (kontingencia teszt,  $\chi^2_3 = 23,13$ ,  $P < 0,0001$ ) és Silbán is ( $\chi^2_4 = 21,30$ ,  $P < 0,0001$ ) (12. ábra).



**12. ábra:** Gyurmatojások alkalmazásával azonosított ragadozók mesterséges talaj- és bokorfészkekben Olib és Silba szigeteken.

NS – nem szignifikáns, \*\*\*  $P < 0,001$ .

A két szigeten a talajfészkekben lévő gyurmatojások predációs mintázata (12. ábra) szignifikáns eltérést mutatott ( $\chi^2_4 = 18,38$   $P = 0,001$ ). Olibon a talajfészkekben megmaradt gyurmatojásokon kisémlős nyomok (18 eset) domináltak, két tojáson nagy valószínűséggel dolmányos varjútól származó csőrleenyomatok maradtak hátra. Ezzel szemben Silbán a gyurmatojásokon a kistestű madarak (2 eset) és a kisémlősök (7 eset) mellett 5 tojáson kígyóharapás nyomait találtuk. Mindkét szigeten a talajfészkekben lévő gyurmatojásokon a kisémlős nyomok méretei házi patkányok fogleenyomatainak feleltek meg (2. melléklet), ami arra utal, hogy ezek Olibon és Silbán is a talajfészkek legalább 17%-ában tehettek kárt.

A predáció gyurmatojásokon található nyomai alapján, a két szigeten a bokorfészkek kifosztásáért felelős ragadozó közösség hasonló volt ( $\chi^2_3 = 1,37$ ,  $P > 0,05$ ). A bokorfészkekben lévő gyurmatojások nagy része eltűnt, de néhány fészkekben maradt tojáson nagy testméretű madár – nagy valószínűséggel dolmányos varjú – csőrleenyomatait találtuk. Kisémlősök rágásnyomait a gyurmatojásokon Olibon egy és Silbán is egy esetben regisztráltuk. A fogleenyomok méretei alapján a ragadozó a mindkét szigeten gyakori közönséges erdeiegér lehetett.

### *5.3.3. Fészkealjpredációs teszt megvitatása*

A különböző fészkek a helyük szerint (talaj és bokorfészkek) valószínűleg más-más ragadozók által veszélyeztetettek, ami a ragadozók eltérő aktivitásának, táplálékkereső taktikájának és érzékelésének köszönhető (Ricklefs 1989, Rangen et al. 2000). Amint a mi vizsgálatunkban, egy korábbi, mérsékelt égövön talaj- és bokorfészkek predációs rátáit áttekintő munkában (Söderström et al. 1998), szintén a bokorfészkek nagyobb arányú predációját jelezték. A vizsgálatunk szerint a bokorfészkekben levő tojások

legfőbb ragadozói mindkét szigeten madarak voltak. Míg az emlősök főként talajhoz közeli szagjeleket követnek, addig a szárnyas ragadozók elsősorban vizuális jeleket használnak a levegőben a táplálék keresés során (Rangen et al. 2000), eközben könnyen hozzáférhetnek a talajon vagy bokrokban található fészekaljához is. A varjakra jellemző, hogy a tojást egészben elviszik (pl. Olsen és Schmidt 2004). A szigeteken gyakori dolmányos varjak az elrabolt tojásokat valamilyen kemény aljzaton feltörik, majd elfogyasztják (Purger et al. 2011). Feltehetően ez a viselkedés a magyarázata miatt nem találtunk egyetlen feltört tojást sem a bokorfészkekben.

Bár a talajfészkekben levő fűrjtojások napi túlélési rátái hasonlóak voltak Olibon és Silbán, a ragadozók által a gyurmatojásokon hátrahagyott nyomjelek arra utalnak, hogy a Silbán vizsgált területen, Olibhoz képest a kisemlősök abundanciája és aktivitása kisebb. A gyurmatojások bizonyos ragadozó fajok jelenlétét kimutathatják, de ezek jelenléte nem áll feltétlenül szoros összefüggésben a valós predációs hatásukkal (Maier és DeGraaf 2001, Fulton és Ford 2003). Olibon a talajfészkek elsődleges ragadozói – fognyomok alapján – a mindkét szigeten (mindenfelé) gyakori közönséges erdei egerek és házi patkányok voltak. Foglenyomataikat a gyurmatojások többségén megtaláltuk. (Az Olibon végzett kisemlős felmérés fogásadatait korábbi alfejezetben mutattam be.) Ezek a kisemlősök könnyen képesek feltörni a kistestű madarak (pl. pacsirták) tojásait. A házi patkány a nagyobb testméretéből adódóan – amint a ragadozó madarak is – képes feltörni nagyobb madarak tojásait is (Latorre et al. 2013). A szigetekre behurcolt patkányoknak a szigetek élővilágára gyakorolt negatív hatását világszerte tapasztalják (pl. Igual et al. 2007, Jones et al. 2008, Delgado-Garcia et al. 2005). A kígyók és varjak predációja kifejezettebb volt Silbán, mint Olibon. A kígyók közismert madártojás fogyasztók (pl. Weatherhead és Blouin-

Demers 2004). Az európai gyíkaskígyó (*Malpolon monspessulanus*) jelen van Silbán (Kletečki és Kuljerić, 2013), ezért feltételezhető, hogy ez a faj a talajfészkek jelentős predátora lehet. Hasonló harapásnyomokat találtunk Silbán a talajfészkekben lévő gyurmatojásokon is, mint egy másik kutatásban Šolta szigetén találtak (Purger et al. 2011).

#### **5.4. Esettanulmány az ólomvirág, mint a szigeteken telelő kistestű madarak természetes csapdájáról. Felhívás újabb vizsgálatokra**

##### *5.4.1. Ólomvirágborítás, predációs események*

Az ólomvirág előfordulását zömében településen belül, a hagyományosan épült kőfalakon figyeltük meg. A helyszínen végzett becsléseink alapján a növény számított felületi borítása a kőfalakon, Olib szigetén szignifikánsan (kétmintás t-teszt:  $t_{47} = 7,46$ ,  $P < 0,001$ ) nagyobb volt a faluban ( $0,63 \pm 0,162\%$ ), mint a külterületen ( $0,01 \pm 0,008\%$ ). Silba szigetén csak a faluban lévő kőfalakon fordult elő ( $0,01 \pm 0,019 \text{ m}^2$ ), míg a külterületi falakon a felmérés során nem találtunk növényeket. Silbán a kőfalak többsége új, betonozással kialakított, valószínűleg ezért kisebb ott az ólomvirág borítása.

Az Olibon végzett felmérés során 19 madárfaj 921 egyedét figyeltük meg (4. melléklet). A kistestű madárfajok közül leggyakoribb a sárgafejű királyka (9,2%) volt. Említésre érdemes a vörösbegy (*Erithacus rubecula*) (4,6%), a csicsörke (*Serinus serinus*) (2,7%), a házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*) (1,9%) és a csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) (0,1%).

A transzekteken végzett felmérések során a 2008. október 19-én megfigyelt – korábban részletezett – eseten (1. ábra) kívül négy további esetben tudtuk bizonyítani az ólomvirág madarakra gyakorolt közvetett hatását (13. ábra). A ragadós anyag miatt a kistestű madarak mozgása korlátozottá vált, vagy teljesen röpképtelenné váltak. Ezáltal könnyen

áldozatul eshettek a szigeteken élő macskáknak, vagy más ragadozóknak, pl. településen a nagy sűrűségben jelen levő házi patkánynak, vagy az ilyenkor gyakori karvalynak (*Accipiter nisus*).



**13. ábra:** Ólomvirág közé ragadt királykák tollai és maradványai (felső képek) és ólomvirág által csapdába ejtett királykát evő macska (alul) (Olib).

A további négy megfigyelt eset: 1) október 23-án ólomvirágra ragadt királyka pihetollakat találtunk nagy számban, 2) ugyanaznap másik helyen közvetlenül az ólomvirág mellett királyka tollakat és madár maradványokat találtunk, 3) ólomvirág mellett ugrándozó összeragadt tollú, röpképtelen madarat a szemünk láttára kapta el a macska, 4) október 24-én királyka tollakat és maradványait találtuk ólomvirág mellett. Mind az öt esetet Olib belterületén regisztráltuk, Silbán és a külterületeken hasonló predációs esetet nem tapasztaltunk. A felmért madarfajok közül a legkisebb testtömegű királykán kívül más madár nem esett az ólomvirág „ragadós csapdjába”.

#### 5.4.2. Madarak mortalitására gyakorolt potenciális hatás

Az ólomvirágnak a szigeten telelő királykák mortalitására gyakorolt potenciális hatását alapvetően az Olib belterületén, kőfalakon végzett ólomvirág felületszámításunkra, a predációs események számbavételére és a madársűrűség-bebecslésünkre alapoztuk. Az Olib falu (0,388 km<sup>2</sup>) jelentős részét kitevő általunk felmért területen (0,123 km<sup>2</sup>), a 10 napos vizsgálati periódusban öt ólomvirágba ragadásra visszavezethető királyka mortalitási esetet regisztráltunk. A becsült esetszám a teljes területen  $(0,388/0,123 = 3,15)$   $3,15 \times 5 = 15,75$ . A telelő királykák októberben érkeznek a szigetekre, amikor még virágzik az ólomvirág. A virágzás és a vonuló, telelő madarak jelenlétének átfedése kb. egy hónap (30 nap) lehet. Amennyiben 10 napra 15,75 „csapdába ejtési esemény” jut, akkor 30 napra  $15,75 \times 3 = 47,25$  valószínűsíthető. Vagyis, a fenti gondolatmenet szerint legalább 47 királyka egyed eshetett az ólomvirág áldozatául Olibon, az ólomvirág 0,63%-os kőfalborítása mellett. A becslés eredményét befolyásolhatja az ólomvirág aktuális virágzási, valamint a vonuló és telelő madarak érkezési és tartózkodási időszakának az átfedés hossza. A vizsgálatunk időtartama összességében ugyan 10 nap volt, de valójában az útvonalak bejárása, így a sávokban megfigyelt ólomvirágok természetes madárcsapdaként való működésének kimutatása csak egy napra vonatkozott, így a becslésünk sokkal inkább lehet alul-, mint túlbecslés. Ezért, hosszabb vizsgálat hiányában, mi a minimális természetes veszteséget becsültük.

Néhány hazai eset is ismert. Makó közelében bogács (*Carduus* sp.) kampóiban fennakadva elpusztult őszapóról (*Aegithalos caudatus*) számolt be Vida (1948-1951), a Bükk hegységben aszaton (*Cirsium* sp.) vergődő barátcinegéről (*Parus palustris*) Marián (1985). Egyes növények természetes „madárcsapdaként” betöltött szerepe érdemes lenne további vizsgálatra.

## 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

### 6.1. Adriai-tengeri szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálatának főbb megállapításai

#### 6.1.1. A kártevő házi patkány preferenciája – körültekintő állománykezelés szükségessége

A ragadozók eltávolítása az érzékeny ökoszisztémákból gyakran önmagában eredményes megoldás (Nordström et al. 2003, Nogales et al. 2004, Smith et al. 2010). A jelentősen átalakított és számos idegenhonos fajjal benépesített élőhelyeken a táplálkozási szinteken érvényesülő kaszkádmechanizmus hatása miatt azonban további lehetőségeket is figyelembe kell venni, melyről az Adriai-tenger kis szigetein nincs tapasztalat. Courchamp et al. (1999) háromfajos “modellje” (préda – mezopredátor – szuperpredátor) szerint az elvadult házimacska (mint szuperpredátor vagy csúcsragadozó) eltávolítása nem mindig a legjobb megoldás a préda (pl. endemikus madarak) védelme szempontjából, amennyiben a patkány (mint a szigeteken méretét tekintve mezopredátor) is jelen van. Hasonlóképp, urbánus környezetben (tágabb értelemben lakott területeken), ahol a házimacska a behurcolt fajok (házi egér, patkányok, egyes madarak) jelentős ragadozója, a macska létszámának csökkentését vagy éjszakai aktivitásának csökkentését a patkányállomány csökkentésének kellene kísérsnie (Heezik et al. 2010). Bár az adriai szigeteken nem végeztek hasonló vizsgálatot vagy beavatkozást, a vizsgálatunk azt mutatja, hogy a macskák preferálják a táplálékszerzésük során a behurcolt és gyakori házi patkányt (házimacska pozitív hatása), ami arra enged következtetni, hogy a természetvédelmi célú élőhely kezelés kérdését az



adriai szigeteken is komplexen kell kezelni. A további tapasztalataink is ezt támasztják alá.

### 6.1.2. Gyíkfogyasztás problémája – több fajra kiterjedő állománykezelés szükségessége

A házimacskák (különösen az elvadult macskák) gyakori gyíkfogyasztása veszélyeztetheti az Adriai szigetek őshonos gyíkfajainak populációit (házimacska negatív hatása). A szigeteken, ahol endemikus alfajok (pl. *Podarcis melisellensis melisellensis*, *P. sicula adriatica*) is előfordulnak (Tvrtković 2006), a macska gyíkpredációja kritikus lehet bizonyos időszakokban. Az Adriai-tenger szigeteire vadászati céllal behurcolt üregi nyúl létszámának betegség (pl. myxomatózis; Flux 1993) miatti csökkenése, valamint állományának folyamatos alacsony szinten tartása szabályozással (Norbury 2001) a ragadozók (a macska) létszámának csökkenéséhez vezethet, ami közvetve az őshonos gyíkfajok állományainak és közvetlenül (mérsékeltébb a nyúl rágása) az őshonos növényfajok túlélését is szolgálhatja (Courchamp és Caut 2005). Másrészt, a nyúl állománycsökkenése a macskák keresőképének változását (switching) eredményezheti: más táplálék típusokra, például gyíkokra és kisemlősökre válhatnak (Norbury 2001, Doherty et al. 2015). A szigetek ragadozó-zsákmány kapcsolatainak bonyolultsága valószínűsíti a több fajra egyidejűleg kiterjedő állománykezelés szükségességét (Courchamp et al. 1999, Doherty et al. 2015).

### 6.1.3. Területfüggő kezelési megoldások szükségessége

Jelenleg nem ismert, hogy a patkány és az üregi nyúl erőteljes állományszabályozására mi lenne az Adriai-tenger kis szigetein található különböző macska csoportok funkcionális (pl. táplálkozási) és numerikus válasza. A korábban bemutatott modellek és a más területeken szerzett tapasztalatok, valamint a „*mesopredator release effect*” hipotézis (Courchamp et al. 1999, Norbury 2001, Russell et al. 2009, Heezik et al. 2010) alapján, az elvadult házimacska állományszabályozása mellett erőteljesebb patkány (mint fontos táplálék és egyben ragadozó) és mérsékeltebb üregi nyúl (mint alkalmi táplálék) állományszabályozás valószínűsíthető eredményesnek. Tekintettel arra, hogy a két macskacsoport táplálkozási stratégiája eltér, különböző intenzitású kezelési megoldásokat célszerű keresni lakott területen belül és kívül.

## 6.2. Házimacskák és a vadmacska európai összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálatának főbb megállapításai

Az európai irodalmak (1. melléklet) összehasonlító vizsgálata alapján az „*eltérő forrásokból eredő táplálkozási különbség*” hipotézis alátámasztható annyiban, hogy vannak eltérések a különböző macska típusok táplálékösszetételei és niche-szélességei között. A ház körül élő macskák az elvadult macskákhoz és a vadmacskákhoz képest gyakrabban fogyasztanak házi táplálékot (táplálkozási niche-ük is szélesebb), míg a vadmacskák a ház körül élőkhez képest gyakrabban fogyasztanak rágcsálókat, rovarvöket és nagyvadból. A különbség különösen a ház körül élő házimacska és a vadmacska között jelentős (a táplálkozási niche-átfedés mérsékeltebb). A nagyrészt kisméretűekkel táplálkozó elvadult házimacska táplálékösszetétele

azonban a vadmacskáéhoz hasonlít (a táplálkozási niche-átfedésük nagymértékű). Az elvadult házimacska és a vadmacska önfenntartás érdekében az elejtett prédát el is fogyasztják.

Európában északi irányban haladva a különböző típusú macskák táplálkozási niche-e szűkül, de a földrajzi szélesség és a táplálkozási niche-szélesség közötti negatív összefüggés szorossága macska típustól függően eltérő. Statisztikailag is alátámasztható szoros összefüggést a vadmacska és az elvadult házimacska esetén tudunk kimutatni.

A ház körül élő macska, a közvetett módszerekkel vizsgált és kimutatott fogyasztás, valamint a préda hazahordás alapján kimutatott predáció közötti eltérés miatt valójában az elvadult házimacskához és a vadmacskához is közel áll. Ez felveti annak a lehetőségét, hogy a ház körül élő házimacskák a vadvilágra jelentősebb hatást gyakorolnak annál, mint ami az ürülék- és gyomortartalom vizsgálatokból kimutatható, és indokolja a többféle módszert is alkalmazó táplálkozásvizsgálatokat.

### **6.3. Adriai-tengeri szigeteken végzett fészekaljpredációs teszt főbb megállapításai**

Összességében, a fűrjtojások napi túlélési rátái és a gyurmatojásokon hagyott predációs nyomok arra utalnak, hogy a bokorfészkeket elsősorban dolmányos varjak fosztották ki, míg a talajfészkeket többféle fészekaljpredátor számára is elérhetőek voltak. Kimutattuk a házi patkány számottevő predációs szerepét. Nem tudtuk viszont kimutatni a házimacska fészekpredációját. Ugyanakkor más szigeteken végzett vizsgálatok szerint, az elvadult vagy szabadba kijáró házimacskák felelősek a madárállományokban tapasztalt veszteség jelentős részéért (Bonnaud et al. 2007, Rayner et al. 2007, Nogales és Medina 2009).

Esetünkben az ismeretlen ragadozó (eltűnt fészkalj) kategóriában a többi ragadozó mellett házimacska is szerepelhetett, de jelentősége fészkaljpredátorként lényegesen kisebb lehet a feltételezettnél.

#### **6.4. Az ólomvirág, mint a kistestű madarak természetes csapdája szerepének a vizsgálata során tett főbb megállapítások**

A sárgafejű királyka telelőterülete az ólomvirág elterjedési területével jelentősen átfed, emiatt az ólomvirág ragadós magháza a virágzás utolsó heteiben (októberben) a kistestű madarak számára számottevő mortalitási tényezőnek tekinthető. Ugyanakkor, alacsony ólomvirág borítás (<0,1%) mellett – amint azt Silba bel- és külterületén, valamint Olib külterületén tapasztaltuk – ennek a növénynek a kistestű énekesmadarakra természetes csapdaként gyakorolt hatása csekély.

#### **6.5. Javaslatok**

A horvátországi tengermellék gazdag élővilágának fennmaradása illetve fenntartása nemcsak a fajok és élőhelyek jelentős részének védelem alá helyezésével lehet eredményes (pl. Radović et al. 2005, Tutiš et al. 2013). A jól alkalmazkodó, gyakori, behurcolt fészkaljpredátorok és növényevők (házi patkány, házimacska, dolmányos varjú, üregi nyúl) szerepének felmérését (előzetes vizsgálatokat, monitorozást) követően – a területi adottságokra is tekintettel, szigetenként eltérő mértékben (eltérő intenzitással és módszerekkel, vagyis komplex szemlélet mellett) végzett – természetvédelmi célú állományszabályozásra is szükség lehet. Ez azért is fontos, mert a műfészkes, az állományfelmérési és a táplálék-összetétel

vizsgálataink szerint a házimacska szerepe nem minden esetben egyértelműen negatív.

A szigeteken élő házimacskák táplálkozásbiológiájának alaposabb ismerete fontos a biodiverzitás megőrzéshez szükséges kezelések kialakításához. Ezért a táplálék-összetétel vizsgálatnak, mint egy viszonylag egyszerű módszernek az alkalmazását javaslom a természetvédelmi célú kezeléseket megelőzően és azok során.

A macskák ürülékelemzése alkalmas ritka, más módszerekkel (pl. megfigyelés, csapdázás) nehezen kimutatható fajok jelenlétének megállapítására, amint azt például a kisedd cickány kapcsán tapasztaltuk. A módszer faunisztikai célú alkalmazását javaslom más szigeteken is.

Javaslom a trófikus kaszkád tanulmányozásának kiterjesztését kisebb szigetekre, ahol nincs állandó lakosság és macska utánpótlás sem.

A nagy létszámuk miatt a ház körül élő macskák minden területen veszélyt jelenthetnek a vadon élő állatokra, ezért a tényleges predációs hatásukat érdemes lenne tovább vizsgálni. Az európai irodalmak feldolgozása alapján, tekintettel a ház körül élő macskák esetén a közvetett módszerekkel kimutatott fogyasztás és a préda hazahordás megfigyelésére alapozott predáció között kimutatható jelentős különbségre, javaslom ürülék- és/vagy gyomortartalom-vizsgálat és a préda hazahordás egyidejű tanulmányozását, egész éves időszakban. A préda hazahordás felmérésének a kivitelezéséhez javaslom az internetes kérdőíves és a személyes megkérdezésem alapuló kérdőíves módszerek alkalmazását. Továbbá elvadult és ház körül élő macskák esetén egyaránt javaslom a nyakörves kamerás megfigyeléseket.

A predációs viszonyok rögzítése fontos paraméter lehet a szigetek ökológiai állapotának monitorozásában. Ezért a madárfészkek túlélési rátáinak ismerete (modellezésének eredménye) adott élőhelyen és időpontban

fontos kiindulópont lehet a biodiverzitás megőrzése érdekében, a szigeteken is eltérő módon végzendő/végezhető természetvédelmi célú élőhely kezelések miatt.

A kistestű madarak ólomvirág általi „csapdába ejtésének” mértéke és közvetett predációs hatása a területtől (sziget, kőfalak jellege), továbbá a jelenlevő ragadozóktól és azok állományalakulásától függ. Az ólomvirág az Adriai-szigetek őshonos, védett növényfaja, ezért kíméletet érdemel.

A házimacska az Adriai-tenger szigetein tradicionálisan házi kedvenc. Részben a turizmus miatt, a szigetek népessége a nyári hónapokban megnő, de ősszel a helyi lakosság jelentős része visszaköltözik a szárazföldre. A hátra hagyott házimacskák folyamatos utánpótlást jelentenek az elvadult macskacsoport számára. Esetleg a szigetekre csak mikrocspettel ellátott (és ivartalanított) macskákat lehetne vinni, így mérsékelve az állománynövekedést. A gazdátlaná váló macskák kezelése (beazonosítás, gazda értesítése, befogás, állományszabályozás) főként az őszi időszakban jelentkezhet feladatként például a helyi önkormányzatoknál, vadgazdálkodóknál és regionális természetvédelmi szervezeteknél.

## 7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

A kutatás során az alábbi új tudományos eredmények születtek:

1. Az Adriai-tenger két kis szigetén (Olib, Silba) gyűjtött házimacska ürülminták elemzése alapján az elvadult házimacska, a ház körül élő házimacskához képest lényegesen gyakrabban fogyaszt kisemlősöket és gyíkokat, ritkábban házi táplálékot és madarakat, preferenciaszámítás alapján jobban preferálja a kártevő házi patkányt.
2. A *Felis* genus különböző típusainak, így a ház körül élő és az elvadult házimacska, valamint a vadmacska táplálékának európai meta-analízisével megállapítható, hogy a közvetett módszerekkel (ürülék és gyomortartalom analízis) vizsgált három macska típus táplálék-összetétele különbözik egymástól. A ház körül élő macska zsákmányejtése (préda hazahordás alapján) és zsákmányfogyasztása nem esik egybe, emiatt a táplálkozása valójában hasonlóságot mutat az elvadult házimacskáéhoz és a vadmacskáéhoz is.
3. Földrajzi grádiens mentén, északról Európa déli területei irányában haladva, mindhárom macska típusban nő a táplálkozási niche-szélesség.
4. Az Adriai-tenger szigetein végzett fészekaljpredációs teszt alapján kimutatható a házi patkány számottevő fészekaljpredációs szerepe, és ez nem alátámasztható a házimacska esetén.

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS

### *Adriai-tengeri kis szigeteken élő házimacskák összehasonlító táplálékösszetétel-vizsgálata*

Az Adriai-tenger szigeteire behurcolt házimacska (*Felis silvestris catus*), – mint világszerte ismert inváziós ragadozó – táplálkozás-ökológiája és biodiverzitásra gyakorolt hatása ismeretlen ebben a régióban. Két kis horvátországi szigeten (Olib és Silba) tavaszi és őszi időszakban gyűjtött ürülminták alapján vizsgáltuk a településen belül a ház körül élő és a külterületen élő elvadult házimacskák táplálkozását. Az volt a hipotézisünk, hogy eltérő környezetben a táplálékforrások lényeges különbségei miatt, a macskák, mint emlős csúcsragadozók táplálékszerző stratégiája különbözik. Felmértük a macskák és a fontosabb táplálék típusok, pl. kisemlősök, madarak, üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) és gyíkok abundanciáját. Az eredményeink szerint a ház körül élő macskák az elvadultakhoz képest gyakrabban fogyasztottak madarakat és házi táplálékot, míg az elvadult házimacskák gyakrabban fogyasztottak kisemlősöket és gyíkokat. Az elvadult macska az invazív mezopredátor házi patkányt (*Rattus rattus*), mint prédát előnyben részesítette (Ivlev-féle preferencia-index, elvadult macska  $E_i = 0,72$ , ház körül élő macska  $E_i = 0,14$ ). A patkány preferenciája utal a macskák lehetséges állományszabályozó szerepére. Az alacsony állománysűrűségben jelen levő üregi nyúl alkalmi prédaként szerepelt. Az énekesmadarak őszi vonulása idején, nagyobb madár abundancia mellett mindkét macska csoportban gyakoribb volt a madár predáció, mint a tavaszi költési időszakban. A két macska csoport eltérő módon kifejeződő táplálék generalizmusa valószínűsíthető, amit célszerű figyelembe venni egy szigeteken kivitelezhető ragadozó állományszabályozás tervezésekor.



*Az Európában vizsgált ház körül élő és elvadult házimacskák, valamint a vadmacska összehasonlító táplálékösszetétel-elemzése*

Az európai *Felis* genusba tartozó macska típusok táplálkozását az eltérő élőhely használat és az eltérő rendelkezésre álló táplálékforrások befolyásolják. Ezért feltételeztük, hogy a ház körül élő (emberi gondoskodástól függő) házimacska és az elvadult (szabadon élő, embertől nagymértékben függetlenül fennmaradni képes) házimacska és a vadmacska (*Felis s. silvestris*) táplálék-összetétele és táplálkozási niche-e különbözik. Európai irodalmi adatok (53 vizsgálati terület) felhasználásával e három macska típus táplálék-összetételeit közvetett vizsgálati módszerekkel vizsgáltuk (gyomor és ürülminták alapján), valamint a ház körül élő macska esetén összehasonlítottuk a közvetlen, nevezetesen préda hazahordás alapján és közvetett vizsgálati módszerrel kapott mintázatot. A táplálékmintázatok összehasonlítására a relatív előfordulási gyakoriságszámítás értékeit használtuk. Mindhárom macska típus fő prédái kisemlősök voltak, de fogyasztásuk mértékében eltérések mutatkoztak. Gyomor és ürülminták alapján a táplálék-összetételek különböztek a rágesálók, a rovarvők, a nagyvad, és a házi koszt fogyasztásában, ami alátámasztja az eltérő táplálékforrásokból eredő táplálkozási különbségek hipotézisét. Az inkább táplálék opportunistá ház körül élő macska táplálkozási niche-e szélesebb volt, mint a vadmacskáé, míg az elvadult házimacska e tekintetben köztes helyet foglalt el. Földrajzi grádiens mentén, északról Európa déli területei irányában haladva, mindhárom macska típusban szélesedett a táplálkozási niche. A préda hazahordás alapján is vizsgált ház körül élő macska esetén a kimutatott predáció eltér a közvetett módszerekkel kimutatott fogyasztástól, emiatt valójában közel áll az elvadult

házimacskához és a vadmacskához is. A ház körül élő házimacska a nagy egyedszáma miatt veszélyt jelent számos vadon élő kisméretű állatfajra, ezért a predációs hatását célszerű tovább vizsgálni.

*Mesterséges talaj- és bokorfészkek tojásainak napi túlélési rátái az Adriai-tenger kis szigetein*

A predáció jelentős lehet a kis szigetek biodiverzitásának csökkenésében. A Zarához közeli szigetvilág Horvátország egyik legfontosabb madár élőhelye, ezért a térségben, Olib és Silba szigetén vizsgáltuk a fészkelő madarak fészkeinek túlélési esélyeit. Kiemelt figyelmet fordítottunk a behurcolt emlősfajok, így a házi patkány és a házimacska predációs szerepére. Ennek vizsgálatára 2009 májusában mesterséges talaj- és bokorfészkeket alkalmaztunk. Fészkenként egy fűrjtojást és egy ehhez hasonló méretű gyurmatojást helyeztünk ki. Olibon a talajfészkekben elhelyezett fűrjtojások napi túlélési rátája (0,92) hasonló volt, mint a bokorfészkekben (0,93), Silbán viszont a két fészektípusban a fűrjtojások napi túlélési rátája (talajfészkek: 0,94, bokorfészkek: 0,86) szignifikánsan különbözött. Fészkealjpredátor azonosítására a ragadozók gyurmatojáson hátrahagyott jeleit használtuk. A bokorfészkeket mindkét szigeten főként a dolmányos varjú (*Corvus cornix*) fosztotta ki (Olib: 40%, Silba: 70%). Olibon a talajfészkek 43%-át dolmányos varjú, részben kisémlősök – elsősorban házi patkány – predálták. Silbán a talajfészkek 33%-ának kifosztásában a fentiekén kívül az európai gyíkászkígyó (*Malpolon monspessulanus*) is részt vett. A várakozásunkkal ellentétben, a házimacska egyik szigeten sem volt kimutatható fészkealjpredátorként.

*Az ólomvirág, mint az Adriai-tenger szigetein telelő sárgafejű királyka természetes csapdája*

Telelő sárgafejű királykák (*Regulus regulus*) októbertől ápriliséig nagy számban található az Adriai tenger partvidékén és szigetein. Az aljnövényzetben és a talajon főként rovarokkal táplálkoznak. A hagyományos kőfalakon tenyésző ólomvirág (*Plumbago europaea*) folyamatosan virágzik októberig, így a virágzás végén legalább 30 napig van jelen a ragadós termése, ami a tollazatba ragadva veszélyezteti a kistestű madarakat. Az összeragadt tollazat meggátolja a szabad mozgást, ami a madarak pusztulását okozhatja, például könnyebben válnak macskák, patkányok vagy ragadozó madarak zsákmányává. Az ólomvirág borítási arány (0,63%, kőfal felületre számítva) és az ólomvirág csapdájába ejtett madarak száma (5 példány) alapján végzett számításunk szerint, egy hónap alatt, Olibon (a településen, 0,388 km<sup>2</sup>) legalább 47 példány sárgafejű királyka elpusztulása vezethető vissza az ólomvirág „csapdába ejtésére”. Alacsony (<0,1%) ólomvirág borítás mellett, amint Olib külterületén és Silba faluban és annak külterületeken is, ugyanez a veszteség lényegesen kisebb lehet. Tekintettel arra, hogy a sárgafejű királyka telelőterülete az ólomvirág elterjedési területével jelentősen átfed, emiatt az ólomvirágot, mint kistestű madarak mortalitását okozó tényezőt nem szabad figyelmen kívül hagyni.

## 9. SUMMARY

### *Comparative diet analysis of domestic cats on small Adriatic islands*

The domestic cat (*Felis silvestris catus*), a globally recognised invasive predator, was introduced to the Adriatic islands (Croatia), but its feeding ecology and impacts on biodiversity in this region is unknown. We studied the feeding habits of house cats living in villages and feral cats on the outskirts of villages on two small islands (Olib and Silba) by analysing faecal samples collected in the spring and autumn periods. Our hypothesis was that the feeding strategies of cats as top mammalian predators vary in different environments, due to significant dissimilarities in their food resources. We surveyed the abundance of cats and their primary food types, e.g. small mammals, birds, rabbits (*Oryctolagus cuniculus*), and lizards. Our results suggest that house cats fed most often on birds and household food, while feral cats ate mostly small mammals and lizards. Feral cats preferred the invasive mesopredator black rat (*Rattus rattus*) (Ivlev's index of preference, feral cats  $E_i = 0.72$ , house cats  $E_i = 0.14$ ), suggesting that cats might have an effect on rat populations. Common rabbits had a low density and were preyed on only occasionally. In both cat groups, predation on birds was more frequent during autumn migration when bird abundance was higher, than in the spring breeding period. Both groups were food generalists but in different ways, which is a fact that should be considered in planning predator pest control on the islands.

*Comparative analysis of the diet of feral and house cats and wildcat in Europe*

Differences in habitat use and availability of food resources should manifest in the feeding habits of cats belonging to the European *Felis* genus. Therefore we assumed that diet composition and trophic niche of house (i.e. highly dependent on human households), feral (i.e. independent on human households) domestic cats and wildcats (*Felis s. silvestris*) differs. Based on the literature data from Europe (53 study sites) we examined the diet of these three cat types using indirect diet analysis methods (stomach and scat analyses); within the house cat type we compared consumption data obtained directly from prey brought home and from indirect diet analysis. Data was expressed as relative frequency of occurrence to compare dietary patterns. The main prey of the three cat types were small mammals in different ratios. According to the stomach and scat samples the diet composition of the cat types showed differences in the consumption of rodents, insectivores, wild ungulates and household food, supporting the “dietary differences originate from varying resources” hypothesis. More opportunistic house cats had a broader trophic niche than feeding specialist wildcats, while feral cats had an intermediate position. The trophic niche of all three cat types was broader along a latitudinal gradient from northern to southern areas of Europe. The predation of the house cat which was examined from prey brought home differed from the data obtained by indirect diet analysis, but the previous one was close to the feral cat and the wildcat. Due to their high number of individuals, house cats are threat for wild animals therefore their predation pressure needs to be further investigated.

*Daily survival rates of eggs in artificial ground and shrub bird nests on small Adriatic islands*

Predation may produce important losses on the biodiversity of small islands. In this study we analysed the predation pressure on clutches of nesting birds in two islands of the Zadar archipelago, Olib and Silba, which belong to an Important Bird Area in Croatia. We paid special attention to introduced mammals, black rats and feral domestic cats. In May 2009, we carried out a study with artificial ground and bush nests. One quail egg and a plasticine egg of similar size were placed in each nest. On Olib, the daily survival rate of quail eggs in ground nests (0.92) was similar to that of nests located in shrubs (0.93), whereas on Silba the daily survival rates of quail eggs in ground (0.94) and shrub nests (0.86) were found to be significantly different. We used the marks left on the plasticine eggs for the identification of nest predators. Plenty of eggs in shrub nests (40% on Olib and 70% on Silba) were predated by hooded crows *Corvus cornix*. In ground nests on Olib, 43% of eggs were predated by hooded crows and small mammals (mostly black rats). On Silba Island, in 33% of the ground nests eggs were damaged by the aforementioned predators and also by the Montpellier snake *Malpolon monspessulanus*. Contrary to our expectations, feral cats were not found to be egg predators on either of the islands.

*The common leadwort as a natural trap for the wintering goldcrests on Adriatic islands*

Goldcrests (*Regulus regulus*) are found wintering in high numbers from October to April in the Adriatic coast and islands, feeding mainly on insects in the undergrowth and on the ground. Common leadwort (*Plumbago europaea*) continues to flower on stone walls well into October, exposing its

sticky calyx and seed capsules for at least 30 days, meaning a threat to small birds by clinging to their feathers. The entangled feathers restrain the birds in their free movement, which either die or become easy prey for cats, rats or birds of prey. As estimated from plant coverage rate (0.63% of stone walls) and the number of observed birds "captured" by common leadwort (5), at least 47 Goldcrests could have been killed by this natural trap in the built-in area of the island of Olib (0.388 km<sup>2</sup>) during one month. At lower coverage rates (< 0.1%) such as in the outer areas of the island of Olib and in the outskirts and central areas of neighbouring Silba island, such losses could be much lower, but because of the considerable distribution overlap between of this plant species and the wintering areas of goldcrests, this mortality factor should not be overlooked.

## 10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Örömmel vettem részt a Horvátországban végzett és ahhoz kapcsolódó itthoni kutatómunkában. Köszönetemet fejezem ki ezért Dr. Purger J. Jenő (PTE) programvezetőnek, és minden további résztvevő kutatónak - akik egyben társszerzőim is – nevezetesen Dr. Purger Dragica (Pécs), Trócsányi Balázs (DDNPI), Dr. Jasmina Mužinić (Horvát Madártani Intézet), Eduard Kletečki (Horvát Természettudományi Múzeum), továbbá Prof. Dr. Lanszki József (KE) részére, aki ezen túl az értekezésemben szereplő fotókat is a rendelkezésemre bocsájtotta.

Köszönöm Prof. Dr. Szendrő Zsolt és Dr. Körmendi Sándor korábbi munkahelyi vezetőimnek a kutatómunkám segítségét.

Köszönetet mondok témavezetőmnek, Dr. Molnár Tamásnak az értekezésemmel kapcsolatos javaslataiért.

A kutatást a CRO-17/2006 témaszámú horvát - magyar kormányközi Tudományos és Technológiai együttműködési program támogatta.

Az értekezés elkészítését az EFOP-3.6.1-16-2016-00007 számú projekt támogatta.

Végül, de valójában legelsőként köszönöm a Családomnak a munkám során tanúsított megértést és támogatást. Férjemnek külön köszönöm, hogy messzemenően támogatta a tudományos életben az előrehaladásomat.



## 11. IRODALOMJEGYZÉK

- Achterberg, H., Metzger, R. 1980: Neue Untersuchungen und Erkenntnisse zur Bedeutung der Hauskatze (*Felis silvestris* f. *catus*) für die Niederwildhege. Jahresschrift des Kreismuseums Haldensleben 21: 74-83.
- AG (Australian Government) 2015: Feral Cat Grooming Trap Jan2015. Ecological Horizons.
- Anghi Cs. 1990: Macskák, cicák. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Apostolico, F., Vercillo, F., La Porta, G., Ragni, B. 2016: Long-term changes in diet and trophic niche of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Italy. Mammal Research 61: 109-119.
- Báldi A. 1999: A fészekaljpredáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. Ornis Hungarica 8-9: 39-55.
- Barun, A., Budinski, I., Simberloff, D. 2008: A ticking time-bomb? The small Indian mongoose in Europe. Aliens 26: 14-16.
- Barun, A., Simberloff, D., Budinski, I. 2010: Impact of the small Indian mongoose on native amphibians and reptiles of the Adriatic islands, Croatia. Animal Conservation 13: 549-555.
- Barun, A., Simberloff, D., Tvrtković, N., Pascal, M. 2011: Impact of the introduced small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*) on abundance and activity time of the introduced ship rat (*Rattus rattus*) and the small mammal community on Adriatic islands, Croatia. NeoBiota 11: 51-61.
- Bayne, E.M., Hobson, K.A. 1999: Do clay eggs attract predators to artificial nest? Journal of Field Ornithology 70: 1-7.
- Bergman, J. 2005: The History of the Dodo Bird and the Cause of Its Extinction. Perspectives on Science and Christian Faith 57: 221-229.
- Bergstrom, D.M., Lucieer, A., Kiefer, K., Wasley, J., Belbin, L., Pedersen, T.K., Chown, S.L. 2009: Management implications of the Macquarie Island trophic

- cascade revisited: a reply to Dowding et al. (2009). *Journal of Applied Ecology* 46: 1133-1136.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., Mustoe, S. 1992: Bird census techniques. Academic Press, London.
- Biró, Z., Lanszki, J., Szemethy, L., Heltai, M., Randi, E. 2005: Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* 266: 187-196.
- Biró, Z., Szemethy, L., Heltai, M. 2004: Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris* f. *catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* 69: 302-310.
- Blancher, P. 2013: Estimated number of birds killed by house cats (*Felis catus*) in Canada. *Avian Conservation and Ecology* 8(2) <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00557-080203>
- Blondel, J. 1995: Biogeographie. Approche Ecologique et Evolutive. Masson, Paris.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J-Y., Boeuf, G. 2010: The Mediterranean Region: Biological Diversity in Space and Time. Oxford University Press, Oxford.
- Bonnaud, E., Bourgeois, K., Vidal, E., Kayser, Y., Legrand, J. 2007: Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean Island. *Journal of Mammalogy* 88: 1074-1081.
- Bonnaud, E., Medina, F.M., Vidal, E., Nogales, M., Tershy, B., Zavaleta, E., Donlan, C.J., Keitt, B., Le Corre, M., Horwath, S.V. 2011: The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions* 13: 581-603.
- Bookhout, T.A. (szerk.) 1994: Research and management techniques for wildlife and habitats. 5. kiadás, The Wildlife Society, Bethesda.

- Bradshaw, J.W.S., Goodwin, D., Legrand-Defréтин, V., Nott, H.M.R. 1996: Food selection by the domestic cat, an obligate carnivore. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 114: 205-209.
- Brown, R., Ferguson, J., Lawrence, M., Lees, D. 1993: *Federn, Spuren und Zeichen der Vögel Europas: Ein Feldführer*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bursić, I. (Ed.) 2013. *Census of Population, Households and Dwellings 2011, Population by Sex and Age*. 1468 Statistical Reports. Croatian Bureau of Statistics, Zagreb.
- Carbone, C., Gittleman, J.L. 2002: A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295: 2273-2276.
- Carss, D.N. 1995: Prey brought home by two domestic cats (*Felis catus*) in northern Scotland. *Journal of Zoology* 237: 678-686.
- Churcher P.B., Lawton, J.H. 1987: Predation by domestic cats in an English village. *Journal of Zoology* 212: 439-455.
- Clavero, M. Prenda, J., Delibes, M. 2003: Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* 30: 761-769.
- Clevenger, A.P. 1995: Seasonality and relationship of food resources use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the Balearic Island. *Revue D' Ecologie – La Terre Et La Vie* 50: 109-131.
- Corbett, L.K. 1979: Feeding ecology and social organization of wildcats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. Dissertation, University of Aberdeen, Aberdeen.
- Courchamp, F., Caut, S. 2005: Use of biological invasions and their control to study the dynamics of interacting populations. *In*: Cadotte, M.W., McMahon, S.M., Fukami, T. (Eds.) *Conceptual ecology and invasions biology*. Springer, Dordrecht, pp. 253-279.

- Courchamp, F., Langlais, M., Sugihara, G. 1999: Cat protecting birds: modelling the mesopredator release effect. *Journal of Animal Ecology* 68: 282-292.
- Cramp, S. 2000 *The Complete Birds of the Western Palearctic*. CD-Rom edition. Oxford University Press. Oxford.
- Crick, H.Q.P., Jones, P.J. 1992: The ecology and conservation of Palearctic-African migrants. *Ibis* 134: 1-132.
- Crooks, K.R., Soulé, M.E. 1999: Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.
- Daniels, M.J., Beaumont, M.A., Johnson, P.J., Balharry, D., MacDonald, D.W. Barratt, E. 2001: Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. *Journal of Applied Ecology* 38: 146-161.
- Darwin, C.R. 1868: *The variation of animals and plants under domestication*. John Murray, London.
- Delgado García, J.D., Arévalo, J.R., Fernández-Palacios, J.M. 2005: Patterns of artificial avian nest predation by introduced rats in a fragmented laurel forest (Tenerife, Canary Islands). *Journal of Natural History* 38: 2661-2669.
- Díaz-Ruiz, F., Delibes-Mateos, M., García-Moreno, J.L., López-Martín, J.M., Ferreira, C., Ferreras, P. 2013: Biogeographical patterns in the diet of an opportunistic predator: the red fox *Vulpes vulpes* in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 43: 59-70.
- Dickman, C.R. 1996a: Impact of exogenic generalist predators on the native fauna of Australia. *Wildlife Biology* 2: 185-195.
- Dickman, C.R. 1996b: Overview of the impact of feral cats on Australian native fauna. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- Dickman, C.R., Newsome, T.M. 2015: Individual hunting behaviour and prey specialisation in the house cat *Felis catus*: implications for conservation and management. *Applied Animal Behaviour Science* 173: 76-87.

- Doherty, T.S., Bengsen, A.J., Davis, R.A. 2014: A critical review of habitat use by feral cats and key directions for future research and management. *Wildlife Research* 41: 435-446.
- Doherty, T.S., Davis, R.A., van Etten, E.J.B., Algar, D.A., Collier, N., Dickman, C.R., Edwards, G., Masters, P., Palmer, R., Robinson, S. 2015: A continental-scale analysis of feral cat diet in Australia. *Journal of Biogeography* 42: 964-975.
- Doherty, T.S., Dickman, C.R., Johnson, C.N., Legge, S.M., Ritchie, E.G., & Woinarski, J.C. 2016a: Impacts and management of feral cats *Felis catus* in Australia. *Mammal Review*. *in press*.
- Doherty, T.S., Glen, A., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Dickman, C.R. 2016b: Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 11261-11265.
- Driscoll, C.A., Macdonald, D.W., O'Brien, S.J. 2009: From wild animals to domestic pets, an evolutionary view of domestication. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 9971-9978.
- Driscoll, C.A., Menotti-Raymond, M., Roca, A.L., Hupe, K., Johnson, W.E., Geffen, E. et al. 2007: The Near Eastern origin of cat domestication. *Science* 317: 519-523.
- Duplančić-Leder, T., Ujević, T., Čala, M. 2004: Coastline lengths and areas of islands in the Croatian part of the Adriatic Sea determined from the topographic maps at the scale of 1:25 000. *Geoadria* 9: 5-32.
- Fahn, A. 1979: *Secretory tissues in plants*, Academic Press, London.
- Fahn, A., Werker, E. 1972: Anatomical mechanisms of seed dispersal. *In*: Kozłowski, T.T. (Ed.) *Seed Biology*. Academic Press, New York, 151-221.
- Fenske-Crawford, T.J., Niemi, G.J. 1997: Predation of artificial ground nests at two types of edges in a forest-dominated landscape. *Condor* 99: 14-24.

- Fitzgerald, B.M. 1988: Diet of domestic cats and their impact on prey populations. *In*: Turner, D.C., Bateson, P. (Eds.) *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 123-144.
- Fitzgerald, B.M., Karl, B.J., Veitch, C.R. 1991: The diet of feral cats (*Felis catus*) on Raoul Island, Kermadec Group. *New Zealand Journal of Zoology* 15: 123-129.
- Flux, J.E.C. 1993: Relative effect of cats, myxomatosis, traditional control, or competitors in removing rabbits from islands. *New Zealand Journal of Zoology* 20: 13-18.
- Fulton, G.R., Ford, H.A. 2003: Quail eggs, modeling clay eggs, imprints and small mammals in an Australian woodland. *Emu* 103: 255-258.
- Galbreath, R., Brown, D. 2004: The tale of the lighthouse-keeper's cat: discovery and extinction of the Stephens Island wren (*Traversia lyalli*). *Notornis* 51: 193-200.
- Germain, E., Ruetten, S., Pouille, M.L. 2009: Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France. *Mammalian Biology* 74: 412-417.
- Gese, E.M. 2001: Monitoring of terrestrial carnivore populations. *In*: Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W., Wayne, R.K. (Eds.) *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, New York, pp. 372-396.
- Gil-Sánchez, J.M., Valenzuela, G., Sánchez, J.F. 1999: Iberian wild cat *Felis silvestris tartessia* predation on rabbit *Oryctolagus cuniculus*: functional response and age selection. *Acta Theriologica* 44: 421-428.
- Hall, S.L., Bradshaw, J.W.S. 1988: The influence of hunger on object play by adult domestic cats. *Applied Animal Behaviour Science* 58: 43-150.

- Hall, S.L., Bradshaw, J.W.S., Robinson, I.H. 2002: Object play in adult domestic cats: the roles of habituation and disinhibition. *Applied Animal Behaviour Science* 79: 263-271.
- Heezik van, Y., Smyth, A., Adams, A., Gordon, J. 2010: Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? *Biological Conservation* 143: 121-130.
- Herczeg, R., Horváth G.F. 2015: Species composition and nestedness of small mammal assemblages in two disturbed marshlands. *North-Western Journal of Zoology* 11: 183-193.
- Hervías, S., Oppel, S., Medina, F.M., Pipa, T., Diez, A., Ramos, J.A., Ruiz de Ybáñez, R., Nogáles, M. 2014: Assessing the impact of introduced cats on island biodiversity by combining dietary and movement analysis. *Journal of Zoology* 292: 39-47.
- Hewson, R. 1983: The food of wild cats (*Felis silvestris*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) in west and north-east Scotland. *Journal of Zoology* 200: 283-289.
- Horvat, I., Glavač, V., Ellenberg, H. 1974: *Vegetation Südosteuropas*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- [http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/BirdLife\\_Checklist\\_Version\\_90](http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/BirdLife_Checklist_Version_90)
- Hu, Y., Hu, S., Wang, W., Wu, X., Marshall, F.B., Chen, X. et al. 2014: Earliest evidence for commensal processes of cat domestication. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 116-120.
- Igual, J.M., Forero, M.G., Gomez, T., Oro, D. 2007: Can an introduced predator trigger an evolutionary trap in a colonial seabird? *Biological Conservation* 137: 189-196.
- Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W. 1998: *Predation in vertebrate communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study*. Springer-Verlag, New York.

- Jelaska, S.D., Nikolić, T., Šerić-Jelaska, L., Kušan, V., Peternel, H., Gužvica, G., Major, Z. 2010: Terrestrial Biodiversity Analyses in Dalmatia (Croatia): A Complementary Approach Using Diversity and Rarity. *Environmental Management* 45: 616-625.
- Johnson, D.H. 1979: Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651-661.
- Jones, H.P., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Croll, D.A., Keitt, B.S., Finkelstein, M.E., Howald, G.R. 2008: Severity of the effects of invasive rats on seabirds: A global review. *Conservation Biology* 22: 16-26.
- Kamler, J.F., Ballard, W.B., Gilliland, R.L., Lemons, P.R., Mote, K. 2003: Impacts of coyotes on swift foxes in northwestern Texas. *Journal of Wildlife Management* 67: 317-323.
- Kletečki, E., Kuljerić, M. 2013: Vodozemci i gmazovi otoka Silbe. *In: Mužinić, J., Purger, J.J. (Eds.): Otok Silba: Prirodno i kulturno blago* University of Zadar, Zadar, pp. 111-119.
- Kozená, I. 1990: Contribution to the food of wild cats (*Felis silvestris*). *Folia Zoologica* 39: 207-212.
- Kralj, J. 1997: Ornitofauna Hrvatske tijekom posljednjih dvjesto godina. [Croatian Ornithofauna in the Last 200 Years]. *Larus* 46: 1-112.
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J., Goszczyński, J. 2012: Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *Journal of Zoology* 288: 260-266.
- Krebs, C.J. 1989: *Ecological methodology*. Harper Collins, New York.
- Lanszki, J., Kletečki, E., Trócsányi, B. and Purger, J.J. 2008: From the ornithological notebook (Croatia): Goldcrest *Regulus regulus*. *Acrocephalus* 29: 190-191.



- Lanszki, J., Kletečki, E., Trócsányi, B., Mužinić, J., Széles, G.L., Purger, J.J. 2016: Feeding habits of house and feral cats (*Felis catus*) on small Adriatic islands (Croatia). *North-Western Journal of Zoology* 12: 336-348.
- Latorre, L., Larrinaga, A.R., Santamaría, L. 2013: Rats and seabirds: effects of egg size on predation risk and the potential of conditioned taste aversion as a mitigation method. *PLoS ONE* 8, e76138
- Lepczyk, C.A., Flather, C.H., Radeloff, V.C., Pidgeon, A.M., Hammer, R.B., Liu, J. 2008: Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conservation Biology* 22: 405-416.
- Letnic, M., Koch, F. 2010: Are dingoes a trophic regulator in arid Australia? A comparison of mammal communities on either side of the dingo fence. *Austral Ecology* 35: 167-175.
- Liberg, O. 1984: Food habits and prey impact by feral and house-based domestic cats in a rural area in southern Sweden. *Journal of Mammalogy* 65: 424-432.
- Liberg, O., Sandell, M. 1988: Spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cat and other felids. *In*: D.C. Turner, P. Bateson (Eds.) *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 83-98.
- Lohr, M., Young, L.C., VanderWerf, E.A., Miller, C.J., Leong, H. 2013: Dietary analysis of free-ranging cats at Ka'ena Point, Hawai'i. *Elepaio* 73: 1-3.
- Lorenz, K. 1983: *Salamon király gyűrűje*. Gondolat Kiadó, Budapest.
- Lorenz, K. 1983: *Salamon király gyűrűje*. Gondolat Kiadó, Budapest.
- Loss, S.R., Will, T., Marra, P.P. 2013: The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications* 4: 1396.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000: 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. IUCN, Gland.

- Loyd, K.A.T., Hernandez, S.M., Carroll, J.P., Abernathy, K.J., Marshall, G.J. 2013: Quantifying free-roaming domestic cat predation using animal-borne video cameras. *Biological Conservation* 160: 183-189.
- Lozano, J., Moleón, M., Virgós, E. 2006: Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. *Journal of Biogeography* 33: 1076-1085.
- Lozano, J., Virgós, E., Malo, A.F., Huertas, D.L., Casanovas, J.G. 2003: Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation* 12: 921-935.
- Magaš, D., Faričić, J. 2002: The problems of the contemporary socio-geographic transformation of the Olib Island. *Geoadria* 7: 35-62.
- Maier, T.J., DeGraaf, R.M. 2001: Differences in depredation by small predators limit the use of plasticine and Zebra Finch eggs in artificial-nest studies. *Condor* 103: 180-183.
- Major, R.E. 1991: Identification of nest predators by photography, dummy eggs, and adhesive tape. *Auk* 108: 190-196.
- Major, R.E., Kendal, C.E. 1996: The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298-307.
- Malo, A.F., Lozano, J., Huertas, D.L., Virgós, E. 2004: A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology* 263: 401-407.
- Marián, M. 1985: Aszatban fennakadt barátcinege. *Aquila* 92: 294.
- Martin, J-L., Thibault, J-C., Bretagnolle, V. 2000: Black rats, island characteristics and colonial nesting birds in the Mediterranean: current consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology* 14: 1452-1466.

- März, R. 1972: Gewöll- und Rupfungskunde. Akademie Verlag, Berlin.
- Mayfield, H.F. 1975: Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- McDonald, R.A. 2002: Resource partitioning among British and Irish mustelids. *Journal of Animal Ecology* 71: 185-200.
- McOrist, S., Kitchener, A.C. 1994: Current threats to the European wildcat, *Felis silvestris*, in Scotland. *Ambio* 23: 243-245.
- Medina, F.M., García, R., Nogales, M. 2006: Feeding ecology of feral cats on a heterogeneous subtropical oceanic island (La Palma, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica* 51: 75-83.
- Medina FM, Bonnaud E, Vidal E, Tershy BR, Zavaleta ES, Donlan JC, Keitt BS, Le Corre M, Horwath SV, Nogales M (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology* 17: 3503-3510.
- Medina, F.M., Garcia, R. 2007: Predation of insects by feral cats (*Felis silvestris catus* L., 1758) on an oceanic island (La Palma, Canary Islands). *Journal of Insect Conservation* 11: 203-207.
- Medina, F.M., Nogales, M. 2009: A review on the impact of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation* 18: 829-846.
- Mertens, C., Schär, R. 1988: Practical aspects of research on cats. *In*: Turner, D.C., Bateson, P. (Eds.) *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 179-190.
- Millán, J. 2010: Feeding habits of feral cats *Felis silvestris catus* in the countryside of Majorca Island, Spain. *Wildlife Biology in Practice* 6: 32-38.
- Moleon, M., Gil-Sánchez, J.M. 2003: Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology* 260: 17-22.

- Moore, R.P., Robinson, W.D. 2004: Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. *Ecology* 85: 1562-1567.
- Morris, D. 1986: Miért csinálja...? A macska. Európa Könyvkiadó, Budapest. (Catwatching. Jonathan Cape, London)
- Mužinić, J., Purger, J.J. 2013: Ptice otoka Silbe i obližnjih Grebena. *In*: Mužinić, J., Purger J.J. (Eds.) Otok Silba: Prirodno i kulturno blago. University of Zadar, Zadar, pp. 120-131.
- Niehaus, A.C., Heard, S.B., Hendrix, S.D., Hillis, S.L. 2003: Measuring edge effects on nest predation in forest fragments: Do finch and quail eggs tell different stories? *The American Midland Naturalist* 149: 335-343.
- Niewold, F.J.J. 1986: Voedselkeuze, terreingebruik en aantalsregulatie van in het veld opererende huiskatten *Felis catus* L., 1758. *Lutra* 29: 145-187.
- Nikolić, T., Antonić, O., Alegro, A. L., Dobrović, I., Bogdanović, S., Liber, Z., Rešetnik, I. 2008: The European Mediterranean region is one of the world's major centres of biodiversity. *Plant Biosystems* 142: 435-445.
- Nogales, M., Martín, A., Tershy, B.R., Donlan, J.C., Veitch, D., Puerta, N., Wood, B., Alonso, J. 2004: A review of feral cat eradication on Islands. *Conservation Biology* 18: 310-319.
- Nogales, M., Medina, F.M. 2009: Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris* f. *catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): An updated approach. *Mammalian Biology* 74: 169-181.
- Norbury, G. 2001: Conserving dryland lizards by reducing predator-mediated apparent competition and direct competition with introduced rabbits. *Journal of Animal Ecology* 38: 1350-1361.
- Nordström, M., Högmander, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N., Korpimäki, E. 2003: Effect of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation* 109: 359-368.

- Olsen, H., Schmidt, N.M. 2004: Response of hooded crow *Corvus corone cornix* and magpie *Pica pica* to exposure to artificial nests. *Bird Study* 51: 87-90.
- Ozella, L., Cecchetti, M., Pessani, D. 2016: Diet of feral cats during the Scopoli's shearwater breeding season on Linosa Island, Mediterranean Sea. *Italian Journal of Zoology* 83:589–599
- Pärt, T., Wretenberg, J. 2002: Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* 33: 39-46.
- Pearre, S., Maass, R. 1998: Trends in the prey size-based trophic niches of feral and house cats *Felis catus* L. *Mammal Review* 28: 125-139.
- Peck, D.R., Faulquier, L., Pinet, P., Jaquemet, S., Le Corre, M. 2008: Feral cat diet and impact on sooty terns at Jouan de Nova Island, Mozambique Channel. *Animal Conservation* 11: 65-74.
- Pedler, R.D., Brandle, R., Read, J.L., Southgate, R., Bird, P., Moseby, K.E. 2016: Rabbit biocontrol and landscape-scale recovery of threatened desert mammals. *Conservation Biology* 30: 774-782.
- Pierpaoli, M., Biró, Z., Herrmann, M., Hupe, K., Fernandes, M., Ragni, B., Szemethy, L., Randi, E. 2003: Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12: 2585-2598.
- Prieto, J., González-Solís, J., Ruiz, X., Jover, L. 2003: Can rats prey on gull eggs? An experimental approach. *Biodiversity and Conservation* 12: 2477-2486.
- Purger, J.J., Kletečki, E., Trócsányi, B., Lanszki, J. 2008: From the ornithological notebook (Croatia): Firecrest *Regulus ignicapillus*. *Acrocephalus* 29: 191.
- Purger, J.J., Kletečki, E., Trócsányi, B., Mužinić, J., Purger, D., Széles, G.L., Lanszki, J. 2012a: The Common Leadwort *Plumbago europaea* L. as a

- natural trap for the wintering Goldcrests *Regulus regulus*: a case study from Adriatic islands. *Journal of Biological Research* 17: 176-179.
- Purger, J.J., Kurucz, K., Csuka, S., Batáry, P. 2012b: Do different plasticine eggs in artificial ground nests influence nest survival? *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58: 369-378.
- Purger, J.J., Mužinić, J., Purger, D. 2011: Artificial ground nest survival in two abandoned farmland habitats on Šolta Island (Croatia). *Avian Biology Research* 4: 17-22.
- Radović, D., Kralj, J., Tutiš, V., Radović, J., Topić, R. 2005: National ecological network – areas important for birds in Croatia. Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb.
- Randi, E., Ragni, B. 1991: Genetic variability and biochemical systematics of domestic and wildcat populations (*Felis silvestris*, Felidae). *Journal of Mammalogy* 72: 79-88.
- Rangen, S.A., Clarc, R.G., Hobson, K.A. 2000: Visual and olfactory attributes of artificial nests. *Auk* 117: 136-146.
- Rayner, M.J., Hauber, M.E., Imber, M.J., Stamp, R.K., Clout, M.N. 2007. Spatial heterogeneity of mesopredator release within an oceanic island system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 20862-20865.
- Read, J.L., Peacock, D., Wayne, A.F., Moseby, K.E. 2016: Toxic Trojans: can feral cat predation be mitigated by making their prey poisonous? *Wildlife Research* 42: 689-696.
- Revilla, E., Palomares, F. 2002: Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Canadian Journal of Zoology* 80: 83-93.
- Reynolds, J.C., Aebischer, N.J. 1991: Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21: 97-122.

- Ricklefs, R.E. 1989: Nest predation and the species diversity of birds. *Trends in Ecology and Evolution* 4: 184-186.
- Rucner, D. 1998: Ptice hrvatske obale Jadrana. Hrvatski prirodoslovni muzej – Ministarstvo razvitka i obnove, Zagreb.
- Russell, J.C., Lecomte, V., Dumont, Y., Le Corre, M. 2009: Intraguild predation and mesopredator release effect on long-lived prey. *Ecological Modelling* 220: 1098-1104.
- Sarmiento, P. 1996: Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* 41: 409-414.
- Schlauer, J. 1997: "New" data relating to the evolution and phylogeny of some carnivorous plant families. *Carnivorous Plant Newsletter* 26: 34-38
- Šere, D. 2008: From the ornithological notebook (Croatia): Goldcrest *Regulus regulus*. *Acrocephalus* 29: 121.
- Sládek, J. 1973: Jahreszeitliche und jahresbedingte Veränderungen der Nahrung der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) in den Westkarpaten. *Zoologické Listy* 22: 127-144.
- Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B., Sutherland, W.J. 2010: Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology* 24: 820-829.
- Soe, E., Davison, J., Süld, K., Valdmann, H., Laurimaa, L., Saarma, U. 2017: Europe-wide biogeographical patterns in the diet of an ecologically and epidemiologically important mesopredator, the red fox *Vulpes vulpes*: a quantitative review. *Mammal Review* 50: 59-14.
- Söderström, B., Pärt, T., Rydén, J. 1998: Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117: 108-118.

- Stahl, P., Artois, M. 1994: Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and around the Mediterranean rim. Nature and Environment Series, n° 69. Council of Europe Press, Strasbourg.
- Szemethy L., Heltai M. 2001: A csapdázás elmélete és gyakorlata. Vad-ész Mérnökiroda, Gödöllő.
- Széles, G.L., Purger, J.J., Molnár, T., Lanszki, J. 2018: Comparative analysis of the diet of feral and house cats and wildcat in Europe. Mammal Research 63: 43-53.
- Teerink, B.J. 1991: Hair of West-European mammals. Cambridge University Press, Cambridge.
- Topál J., Hernádi A. 2011: Gyógyító állatok: tudomány vagy kuruzslás? Magyar Tudomány 172: 678-686.
- Tranchant, A., Vidal, E., Kayser, Y, 2003: Premières données sur le régime alimentaire du chat haret *Felis catus* en situation micro-insulaire Méditerranéenne. Rev Ecol – Terre Vie 58: 411-418.
- Turner, D.C., Bateson, P.B. (Eds.) 1988: The domestic cat: the biology of its behaviour. Cambridge University Press, Cambridge.
- Turner, D.C., Meister, O. 1988: Hunting behaviour of the domestic cat. In: Turner, D.C., Bateson, P. (Eds.) The domestic cat: the biology of its behaviour. Cambridge University Press, Cambridge, pp 111-121.
- Tutin, T.G., Burges, N.A. Cater, A.O. Edmondson, J.R.E. Heywood, V.H. Moore, D.M. Valentine, D.H. Walters, S.M. Webb, D.A. (Eds.) 1972: Flora Europaea, Vol. 3. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tutiš, V., Kralj, J., Radović, D., Čiković, D., Barišić, S. 2013: Crvena knjiga ptica Hrvatske. Ministarstvo zaštite okoliša i prirode, Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb.



- Tvrtković, N. 2006: Herpetofauna of Croatia: Biological Diversity. *In*: Tvrtković N. (Ed.) Red Book of Amphibians and Reptiles of Croatia. Ministry of Culture, Zagreb, pp. 20-28.
- Tvrtković, N., Purger, J.J., Lanszki, J. 2013: Terrestrial mammals (Mammalia: Insectivora, Rodentia, Duplicidentata) of Silba island. *In*: Mužinić, J., Purger, J.J. (Eds.) The Island of Silba: A Natural and Cultural Treasure. University of Zadar, Zadar, pp. 132-139.
- Underwood, E.C., Viers, J.H., Klausmeyer, K.R., Cox, R.L., Shaw, M R. 2009: Threats and biodiversity in the mediterranean biome. *Diversity and Distribution* 15: 188-197.
- Vida, B. 1948-1951: Madarak különös pusztulása. *Aquila* 55-58: 251.
- Vitousek, P.M. 1988: Diversity and biological invasions of oceanic islands. *In*: Wilson, E.O. (Ed.) BioDiversity. National Academy Press, Washington, pp. 181-189.
- Weatherhead, P.J., Blouin-Demers, G. 2004: Understanding avian nest predation: why ornithologists should study snakes. *Journal of Avian Biology* 35: 185-190.
- Weber, J.M., Dailly, L. 1998: Food habits and ranging behaviour of a group of farm cats (*Felis catus*) in a Swiss mountainous area. *Journal of Zoology* 245: 234-237.
- Whittaker, R.J., Fernández-Palacios, J.M. 2007: Island biogeography: ecology, evolution, and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- WILCOVE, D.S. 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- Wilson, J. 1890: The mucilage- and other glands of the Plumbagineae. *Annals of Botany* 4: 231-271.
- Woods, M., McDonald, R.A., Harris, S. 2003: Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review* 33: 174-188.

[www.bushheritage.org.au/places-we-protect/queensland/pullen-pullen](http://www.bushheritage.org.au/places-we-protect/queensland/pullen-pullen)

[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)

Yamaguchi, N., Kitchener, A., Driscoll, C., Nussberger, B. 2015: *Felis silvestris*.

In: IUCN 2015. The IUCN red list of threatened species. e.T60354712A50652361. <http://www.iucnredlist.org>. 2017 április 22

Zar, J.H. 1999: Biostatistical analysis. Prentice Hall, London.

Zhou, Y.B., Newman, C., Xu, W.T., Buesching, C.D., Zalewski, A., Kaneko, Y., Macdonald, D.W., Xie, Z.Q. 2011: Biogeographical variation in the diet of Holarctic martens (genus *Martes*, Mammalia: Carnivora: Mustelidae): adaptive foraging in generalists. *Journal of Biogeography* 38: 137-147.

Zimmermann, Á., Zimmermann, G. 1944: A házimacska. *Királyi Magyar Természettudományi Társulat* 129: 2-28. Bp., XVI + 376 p.

## 12. A DISSZERTÁCIÓ TÉMAKÖRÉBŐL MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK

### Folyóiratban megjelent tudományos közlemények

**Széles, G.L.**, Purger, J.J., Molnár, T., Lanszki, J. Comparative analysis of the diet of feral and house cats and wildcat in Europe. *Mammal Research* 63: 43-53. (IF<sub>(2016)</sub>= 1,069)

Lanszki, J., Kletecki, E., Trócsányi, B., Muzinic, J., **Széles, G.L.**, Purger, J.J., 2016: Feeding habits of house and feral cats (*Felis catus*) on small Adriatic islands (Croatia). *North-Western Journal of Zoology* 12: 336-348. (IF= 0,539)

Purger, J.J., Kletecki, E., Trócsányi, B., Muzinic, J., **Széles, G.L.**, Lanszki, J. 2015: Daily survival rates of eggs in artificial ground and shrub bird nest on small Adriatic Islands. *Ardeola* 62: 383-390. (IF= 0,696)

Purger, J.J., Kletečki, E., Trócsányi, B., Mužinić, J., Purger, D., **Széles, G.L.**, Lanszki, J. 2012: The Common Leadwort *Plumbago europaea* L. as a natural trap for the wintering Goldcrests *Regulus regulus*: a case study from Adriatic islands. *Journal of Biological Research* 17: 176-179. (IF= 0,618)

## 13. A DISSZERTÁCIÓ TÉMAKÖRÉN KÍVÜLI PUBLIKÁCIÓK

### 13.1. Ragadozók táplálkozásökológiája témakör

#### Folyóiratban megjelent tudományos közlemények

Teljes terjedelmű angol nyelvű közlemények

- Lanszki, J., Bauer-Haáz, É.A., **Széles, G.L.**, Heltai, M. 2015: Diet and feeding habits of the Eurasian otter (*Lutra lutra*): experiences from post mortem analysis. *Mammal Study* 40: 1-11. (IF= 0,375)
- Lanszki, J., Nagyapáti, N., **Széles, G.L.** 2015: Influencing factors of the occurrence of otters on southern and south-western catchment of Lake Balaton. *Natura Somogyiensis* 26: 129-138.
- Bauer-Haáz, É.A., Ferincz, Á., Szegvári, Z., **Széles, G.L.**, Lanszki, J. 2014: Fish preference of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on an abandoned fish pond and the role of fish sampling methods. *Fundamental and Applied Limnology* 184: 161-168. (IF= 1,00)
- Lanszki, J., Sárdi, B., **Széles, G.L.** 2010: Diet composition of a hand-reared stone marten (*Martes foina*) after its release and independence in a Hungarian village. *Natura Somogyiensis* 17: 297-302.
- Lanszki, J., **Széles, G.L.**, Yoxon, G. 2009: Diet composition of otters (*Lutra lutra* L.) living on small watercourses in southwestern Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 55: 293-306. (IF= 0,514)
- Lanszki, J. Sárdi, B. **Széles, G.L.** 2009: Feeding habits of the stone marten (*Martes foina*) in villages and farms in Hungary. *Natura Somogyiensis* 15: 231-246.

Lanszki, J., **Széles, G.L.** 2006: Feeding habits of otters on three moors in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Folia Zoologica* 55: 358-366. (IF= 0,529)

Teljes terjedelmű magyar nyelvű közlemények

Lanszki J., Szabó L., **Széles G.L.**, Kurys A., Heltai M. 2016: Kisemlősök, mint ragadozók potenciális táplálékforrásai Mike (Somogy megye) körzetében. *Vadbiológia* 18: 79-88.

Lanszki J., Rozner Gy., **Széles G.L.** 2015: A Pogány-völgyi rétek Natura 2000 terület kisemlős közösségeinek vizsgálata, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulására. *Natura Somogyiensis* 27: 107-114.

Lanszki J., **Széles G.L.** 2010: Vidrák táplálék-összetétele felhagyott halastó- és bányató rendszeren. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 91-102.

Lanszki J., **Széles G.L.** 2007: A Dráva-mellékén élő nyestek (*Martes foina*) tavaszi táplálék-összetétele. *Somogyi Múzeumok Közleményei - B Természettudomány* 17: 199-206.

Lanszki J., Sugár L., Orosz E., **Széles G.L.** 2006: Hazai vidrák kondíciója és táplálék-összetétele post mortem vizsgálat alapján. *Halászatfejlesztés* 31: 147-153.

**Lanszkiné Sz.G.**, Lanszki J. 2005: Urbanizálódó ragadozó emlősök lakossági megfigyelése és megítélése két Somogy megyei faluban. *Acta Agraria Kaposváriensis* 9: 51-58.

### **Tudományos előadások**

**Lanszkiné Sz.G.**, Purger J.J., Molnár T., Lanszki J. 2017: A ház körül élő és az elvadult házimacska, valamint a vadmacska európai táplálék-

- összetételeinek összehasonlító vizsgálata. XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, 100 p.
- Ács, K, Kurys, A, Heltai, M, Csányi, S, **Széles, G.L.**, Bauer-Haáz, É.A., Lanszki, J. 2014: Diet composition of the golden jackal in an area of intensive big game management. In: Cirovic D. (szerk.) First International Jackal Symposium: Book of abstracts. Veliko Gradište, Szerbia, 32-33. p.
- Lanszki J., Marler H., Bauer-Haáz É. A., Nagypáti N., **Széles G.L.** 2013: A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Balaton déli vízgyűjtő területén. Lóczy Lajos Emlékkonferencia 1913–2013. Sekély vizű tavas területek ökológiája, szociológiája és komplex mérnöki elemzése, Kaposvár, 2013. június 14.
- Lanszki J., Marler H., Bauer-Haáz É.A., Nagypáti N., **Széles G.L.** 2013: A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Balaton déli vízgyűjtő területén. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 55. p.
- Bauer-Haáz É.A., Marler H., Kurys A., **Széles G.L.**, Lanszki J. 2013: A fokozottan védett vidra (*Lutra lutra*) táplálék-összetétele: tapasztalatok post mortem vizsgálatból. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 54. p.
- Bauer-Haáz É.A., **Széles L.G.**, Bende Zs., Lanszki J. 2012: A vidra monitorozása a Torna és a Marcal mentén a vörösiszap szennyezést követően. 9. Magyar Ökológus Kongresszus, Keszthely, 30. p.
- Lanszki J., Magyar M., Bauer-Haáz É.A., **Széles G.L.** 2012: Ragadozózsákmány kapcsolatok vizsgálata a Kis-Balatonon. 9. Magyar Ökológus Kongresszus, Keszthely, 64. p.

- Lanszki J., Bauer-Haáz É., Bende Zs., **Széles G.L.** 2011: A vidra táplálkozási szokásai a Tornát és a Marcalt ért vörösiszap szennyezést követően. XXXV. Halászati Tudományos Tanácskozás. HAKI, Szarvas, 26. p.
- Lanszki J., **Lanszkiné Sz.G.**, Bauer-Haáz É.A. 2010: Adatok a Koppánymente emlősfaunájához (Somogyacsa-Szorosad térsége). Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia, Siófok, 45. p.
- Lanszki, J., Heltai, M., **Széles, G.L.** 2008: Feeding habits and food resource partitioning of sympatric mustelids in Hungary. Book of abstracts, 26th Mustelid Colloquium, Budapest, 40. p.
- Lanszki, J., Heltai M., Szabó, L., **Széles, G.L.** 2007: Food resource partitioning between sympatric golden jackal and red fox in Hungary. Hystrix, Vol. II: 325. p.
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E., Nagy, D., **Széles, G.L.** 2007: Post mortem analysis of otters (*Lutra lutra*) in Hungary. Hystrix, Vol. II: 326. p.
- Biró J., Lanszki J., Seresné P.Zs., **Széles G.L.** 2006: Mit jelez a vidra hulladék? In: 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 30. p.
- Lanszki J., **Széles G.L.**, Biró J. 2005: Hogyan alkalmazkodnak a lápokon élő vidrák a száraz időszakhoz? III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, 154. p.

## **13.2. Agrártörténet, néprajz témakör**

### **Szakkönyvek**

- Lanszkiné Sz.G. 2013: Fonó község története és néprajza. Fonó Községi Önkormányzat, Fonó, 228 pp. (lektorált könyv)

Lanszkiné Sz.G. 2007: Kisgyalán története és néprajza. Kisgyalán Községi Önkormányzat, Kisgyalán, 248. pp. (lektorált könyv)

### **Folyóiratban megjelent tudományos közlemények**

Lanszkiné Sz.G. 2016: Gölle, Kisgyalán, Fonó és Büssü települések kulturális élete a 20. században. A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei 4: 287-310.

Lanszkiné Sz.G. 2016: Cséplő József és Fekete István levelezése. Forrásközlés. A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei 4: 351-378.

Lanszkiné Sz.G. 2014: Fonó és Kisgyalán községek gazdasági épületeiben alkalmazott tartástechnológiai eljárások változása a 20. század második felében. A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei 3: 257-266.

Lanszkiné Sz.G., Lanszki J. 2014: Fonó és Kisgyalán községek népi építésze, az istállók rendeltetésének változása. A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei 3: 247-256.

Lanszkiné Sz.G. 2013: Életfordulók és közösen végzett munkák ételei és szokásai az 1940-es évektől napjainkig. A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei, 1: 261-298.

Lanszkiné Sz.G. 2011: Ember és természet viszonya: a határ, a dűlőnevek és a dűlőutak ismeretének tükrében. Acta Scientiarum Socialium, 34: 111-136.

Lanszkiné Sz.G. 2011: Falucsúfolók, szállóigék, és a falvak egymás közti divatja: Fonó, Gölle, Kisgyalán és a környező falvak példáján. Acta Scientiarum Socialium, 34: 181-197.



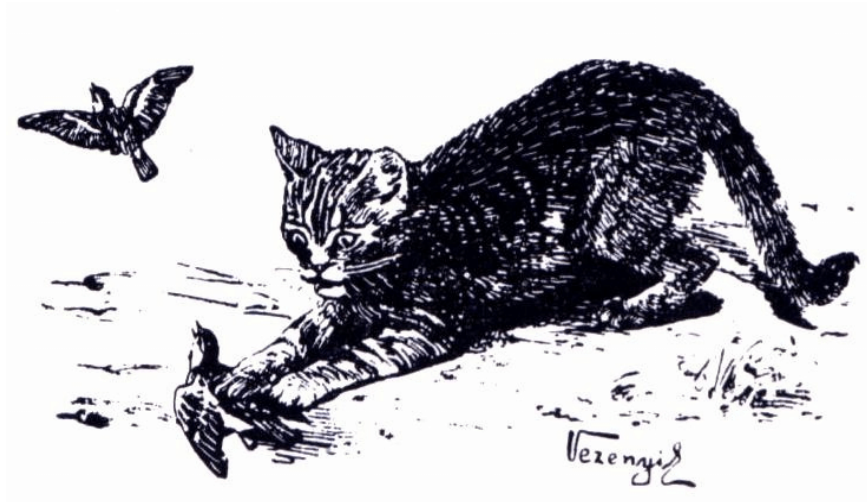
## Egyetemi jegyzetek

Lanszkiné Sz.G. 2014: Vadászati kultúra. Egyetemi jegyzet. Kaposvári Egyetem, Kaposvár. pp. 153.

Lanszkiné Sz.G. 2014: 7. fejezet: A magyar természettudomány jeles személyei. p. 41-51. In: Lanszki J. (Szerk.), A természet védelme. Egyetemi jegyzet. Kaposvári Egyetem, Kaposvár.

Lanszkiné Sz.G. 2014: 8. fejezet: Kultúrtörténeti értékek védelme. p. 52-59. In: Lanszki J. (Szerk.), A természet védelme. Egyetemi jegyzet. Kaposvári Egyetem, Kaposvár.

Lanszkiné Sz.G. 2014: 11. fejezet: Óshonos háziállatfajták védelme. p. 80-83. In: Lanszki J. (Szerk.), Természetvédelmi alapismeretek. Egyetemi jegyzet. Kaposvári Egyetem, Kaposvár.



Vezényi Elemér (1897-1967) rajza

## 14. RÖVID SZAKMAI ÉLETRAJZ

Lanszkiné Széles Gabriella tanulmányait 1986 és 1989 között Kaposváron, a Keszthelyi ATE Állattenyésztési Karának állattenyésztő üzemmérnök szakán folytatta. Okleveles agrármérnök képzést ugyanitt, a Kaposvári Egyetem Állattudományi Karán szerzett. 1989 és 1997 között a Kisgyaláni Petőfi Termelőszövetkezetben takarmánykeverő-vezető és sertéstelep-vezető beosztásban dolgozott. 1998 és 2000 között a Kaposvári Földművelési Hivatalban volt adminisztrátor. 2001 óta a Kaposvári Egyetem munkatársa.

Munkáját a Sertés és Kisállattenyésztési Intézetben kezdte, majd 2008-tól az akkor megalakult Természetvédelmi Tanszéken folytatta. Először gyakorlatvezetői, később előadói, majd társ-tantárgyfelelős, tantárgyfelelős oktatói feladatokat is ellátott. Tantárgyfelelőse a TVM BSc szakon a Kultúrtörténeti értékek védelme és a TVM FOSZK szakon a Természetvédelmi alapismeretek tantárgyaknak. Egy önálló egyetemi jegyzetet írt és további természetvédelmi vonatkozású jegyzetekben volt társszerző. Kilenc szakdolgozatot készítő hallgató témavezetője volt eddig.

Tagja a Ragadozóökológiai Kutatócsoportnak. Disszertációja témája és számos publikációja ehhez a témacsoporthoz kapcsolódik. Kutatási tevékenysége kezdetektől fogva kiterjed a néprajz és agrártörténet témakörökre, melyekben 2002 óta ír rendszeresen tanulmányokat, közleményeket. Két szakkönyve is megjelent.

Angol nyelvből középfokú, orosz nyelvből alapfokú nyelvvizsgálással rendelkezik. 2017-ben nyert felvételt a Kaposvári Egyetem Állattenyésztés-tudományok doktori iskolájába egyéni felkészülésként. Ugyanebben az évben eredményes komplex vizsgát tett és munkahelyi védése is eredményes volt.

## **MELLÉKLETEK**

**1. melléklet:** Házi és elvadult házimacskák, valamint vadmacskák európai táplálék-összetételei és a vizsgálatok főbb jellemzői.

Macska típus: ház körül élő – ház körül élő házimacska, elvadult – elvadult házimacska, vadmacska, hibrid – hibrid vadmacska. F.sz. – földrajzi szélesség. Minta jellemzők: Bio – bioklimatikus jellemzők: M – mediterrán, T – mérsékeltövi; V.i – vizsgálat (mintázás) időtartama: É - egész éves, Té – tél, Ta – tavasz, Ny – nyár, Ő – ősz; M.t. - minta típusa: Ü – ürülék, Gy – gyomor és béltartalom, Pm – prédamaradvány, P – prédabehordás (haza vitt préda); Sz.m. – számításmód: RE – relatív előfordulási gyakoriság (%), E – előfordulási gyakoriság (%), B – számított biomassza összetétel (%); n – mintaszám. Táplálék típusok: 1 – rágcsálók, 2 – rovarévők (cickányfélék, és nagyon ritkán denevér, vakond és sün), 3 – nyúlakúak (és 1-1 esetben más közepes testméretű növényevő emlősök, pl. tarajos sül és mormota), 4 – ragadozó emlősök (vadon élők), 5 – patás nagyvadfajok (tetemből evés), 6 – házi koszt (pl. háziállatok, macskatáp), 7 – vadon élő madarak (és tojásuk), 8 – hullók, 9 – kétéltűek, 10 – halak és 11 – gerinctelenek (ízeltlábuak, puhatestűek, földigiliszták). N – növények, E – egyebek (hulladék), + – fogyasztás előfordult. BA – standardizált Levins index (táplálkozási niche-szélesség). Forrás – a számozott közleményeket a mellékletet követő Irodalomjegyzék tartalmazza. \* – a megjelölt tanulmányok szerepelnek az összehasonlító vizsgálatban (kiválasztás kritériumai az értekezés módszertani fejezetében található).

Macska típus	Ország	F.sz.	Minta jellemzők					Táplálék típusok											BA	Forrás					
			Bio	V.i.	M.t.	Sz.m.	n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11			N	E			
Ház körül élő	Svájc	47.0	T	Té,Ta	Gy	RE	135	47.1	0.0						46.9	4.0	1.3			0.7		0.13	1	*	
	Németország	54.2	T	É	Gy	RE	171	72.9	0.5	3.1					18.2	3.6	0.5			1.2	+	+	0.08	2	*
	Svájc	47.0	T	É	Gy	RE	257	49.9	0.0	0.3					38.2	6.0	0.6			5.0	+	+	0.15	3	*
	Lengyelország	52.2	T	É	Gy	RE	500	74.1	0.0	3.4			0.3		19.6	2.6							0.07	4	*
	Németország	52.3	T	É	Gy	RE	203	1.1	0.0	0.3					92.8	2.9				2.9	+	+	0.02	5	*
	Németország	52.3	T	É	Gy	RE	67	15.5	0.0	1.2	1.2				52.4	22.6				7.1	+	+	0.18	6	*
	Németország	52.3	T	É	Gy	RE	79	16.5	0.0	1.3	1.3				58.1	15.2				7.6	+	+	0.15	5	*
	Németország	52.3	T	É	Gy	RE	62	36.4	0.0	2.6					42.4	11.9				6.7	+	+	0.20	6	*
	Hollandia	52.5	T	É	Gy	RE	168	38.0	4.3	23.3					17.9	15.9				0.6	+	+	0.29	7	*
	Svájc	47.2	T	É	Ü	RE	148	19.3	1.2						78.3	1.2					+		0.05	8	*
	Portugália	38.2	M	É	Ü	RE	238	30.8	1.1	1.8					39.9	9.9	1.5			15.0		+	0.25	9	*
	Lengyelország	52.3	T	É	Ü	RE	363	56.4	0.5	0.8					0.0	3.8	2.2	4.3		32.0			0.14	10	*
	Lengyelország	52.3	T	É	Gy	RE	46	60.3	1.2						0.0	6.0	4.8	2.4		25.3			0.13	10	*
	Horvátország	44.4	M	Ő,Ta	Ü	RE	137	27.6	0.6	0.0					53.0	6.6	1.1		8.8	2.2	+	+	0.17	11	*
Horvátország	44.4	M	Ő,Ta	Ü	RE	123	45.0	1.4	2.2					20.3	1.4	3.6		18.1	8.0	+	+	0.25	11	*	
Elvadult	UK, Skócia	56.5	T	É	Ü	RE	561	0.5	12.6	64.8					19.9				2.2	+		0.11	12	*	
	Franciaország	43.0	M	É	Ü	RE	308	82.9	0.0	0.2					7.7	5.9			3.3	+	+	0.04	13	*	
	Magyarország	47.7	T	É	Gy	RE	59	74.7	0.0	1.1					11.6	7.4	3.2		1.1	1.1	+		0.07	14	*
	Magyarország	47.6	T	É	Gy	RE	74	83.1	0.0	0.6					8.5	1.7			6.2	+		0.04	14	*	
	Magyarország	47.5	T	É	Gy	RE	131	77.6	0.0	2.0					11.0	9.0			0.4	+		0.06	14	*	

1. melléklet folytatása

Macska típus	Ország	F.sz.	Minta jellemzők					Táplálék típusok													BA	Forrás			
			Bio	V.i.	M.t.	Sz.m.	n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	N	E					
Elvadult	Franciaország	43.0	M	É	Ü	RE	386	83.3	0.0	4.8					6.7	1.8		2.9	+	+	0.04	15	*		
	Horvátország	44.4	M	Ö,Ta	Ü	RE	116	70.8	0.0	4.3					1.2	6.2	11.2	2.5	3.7	+	+	0.09	11	*	
	Horvátország	44.4	M	Ö,Ta	Ü	RE	202	62.7	6.0	1.8					0.3	4.2	20.9	1.5	2.7	+	+	0.13	11	*	
	Olaszország	35.9	M	É	Ü	RE	188	36.7	0.0	24.8					6.9	22.0	0.9		8.7	+	+	0.29	17	*	
	Spanyolország	39.7	M	É	Ü	RE	75	56.5	0.0	3.6					+	6.6	0.7		32.6		+	0.13	16	*	
Vad-macska	Lengyelország	49.1	T	É	Gy	RE	28	79.2	0.0	5.2			1.0		14.6					+		0.05	18	*	
	Franciaország	48.5	T	É	Gy	RE	89	77.9	5.0	1.0	2.1				7.0		4.0		3.0	+		0.06	19	*	
	Szlovákia	49.0	T	É	Gy	RE	222	85.9	1.1	4.5	0.6	1.6			5.0	0.3	0.3		0.7	+		0.03	20	*	
	UK, Skócia	57.0	T	É	Ü	RE	546	7.2	7.2	73.3					0.3	9.8		1.2		1.0	+		0.08	12	*
	Spanyolország	39.9	M	É	Gy	RE	84	55.2	9.8	23.1						8.6	3.3					0.17	21	*	
	Franciaország	49.0	T	É	Ü	RE	373	97.2	0.1	0.8	0.3				1.3				0.3	+		0.01	22	*	
	Szlovákia	48.6	T	Ö,Té	Gy	RE	26	78.3	8.7	4.3		6.5			2.2						+		0.06	23	*
	Spanyolország	37.3	M	É	Ü	RE	189	64.1	1.7	28.1					3.4	2.7						0.10	24	*	
	Svájc	46.9	T	É	Ü	RE	172	89.2	2.2			0.5			0.0				8.1			0.02	25	*	
	Szlovákia	49.2	T	Ö,Té	Gy	RE	38	93.0	1.0	0.5	1.6	0.9			1.6				0.5			0.02	26	*	
	Spanyolország	37.0	M	É	Ü	RE	101	79.1	0.5	0.7	0.4	1.7	0.2		6.0	5.2			6.2			0.06	27	*	
	Spanyolország	40.8	M	É	Ü	RE	132	33.7	2.3	31.1					3.4	1.9			27.6			0.25	28	*	
	Spanyolország	40.8	M	É	Ü	RE	107	57.8	12.0	0.7					4.1	5.1			20.3			0.15	28	*	
	Magyarország	47.5	T	É	Gy	RE	22	72.7	0.0	5.5	3.6	1.8			16.4					+		0.08	14	*	
	Franciaország	47.4	T	É	Gy	RE	26	82.5	7.5						10.0							0.04	29	*	
	Spanyolország	42.2	M	É	Ü	RE	200	78.7	6.9	1.9					1.9	5.9			4.7			0.06	30	*	
	Olaszország	43.0	M	É	Gy,Ü	RE	214	61.1	3.3	0.5		0.7			5.6	10.3		0.2	18.1			0.14	31	*	
	Olaszország	43.0	M	É	Gy,Ü,Pm	RE	152	70.6	7.4	1.7	0.7				6.7	1.0			11.8			0.09	31	*	
	Préda haza hordás	UK, Anglia	52.2	T	É	P	RE	1090	45.5	16.0	3.0				35.5							0.18	32	*	
		UK, Skócia	56.5	T	É	P	RE	434	63.8	4.4	16.8				14.8	0.2						0.12	33	*	
UK, Anglia		51.3	T	Ta,Ny	P	RE	14370	47.3	13.0	9.1	0.1			23.9	1.0	4.2	0.2	1.2			0.22	34	*		
UK, Anglia		51.4	T	É	P	RE	495	64.7	1.6					24.0		4.0	5.1	0.6			0.11	35	*		
Svájc		47.2	T	Té,Ta	P	RE	107	83.2	4.7					12.1							0.04	36	*		
Lengyelország		52.3	T	É	P	RE	1545	61.3	8.3	0.2	0.1		0.2	12.9	7.2	0.7	0.9	8.2			0.14	10	*		
UK, Anglia		51.4	T	É	P	RE	1150	60.2	4.3		0.1			30.5	0.5	4.4					0.12	37	*		
Finnország		60.5	T	É	P	RE	1488	69.4	7.0	1.5	0.6			18.5	1.5	3.0		+		+	0.09	38	*		
Lengyelország		52.3	T	É	P	RE	1063	65.9	10.4	0.2	0.3			9.9	11.4	0.9	1.0				0.11	39	*		
Lengyelország		52.3	T	É	P	RE	285	55.7	1.8					36.5	3.5	0.7	1.8				0.12	39	*		

1. melléklet folytatása

Macska típus	Ország	F.sz.	Minta jellemzők				n	Táplálék típusok											BA	Forrás		
			Bio	V.i.	M.t.	Sz.m.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11			N	E
Ház körüli	Svédország	59.2	T	Ny	Gy	RE	70	41.6	0.0	11.5					20.4	14.2	2.7		9.7	+		40
Ház körüli	Németország	54.2	T	É	Gy	RE	67	61.8	0.0	1.8			1.8	31.0	1.8			1.2	0.6			41
Ház körüli	Németország	51.8	T	É	Gy	RE	300	73.0	0.0	15.9				+	10.6				0.5	+	+	42
Ház körüli	Németország	54.2	T	É	Gy	RE	309	49.3	15.2	13.3				+	21.5	0.3			0.3			43
Ház körüli	Németország	54.2	T	É	Gy	RE	187	47.0	0.0	12.5				+	11.5	0.5			28.5	+	+	44
Ház körüli	Franciaország	47.2	T	É	Gy	RE	14	44.0	8.0					36.0	8.0				4.0			29
Ház körüli	UK, Anglia	51.4	T	É	P	RE	358	74.5	0.6						24.0		0.9					45
Elvadult	UK, Skócia	56.5	T	É	Pm	RE	451			75.2					24.8							12
Elvadult	Franciaország	43.0	M	É	Ü	E	1219			4.1				6.1	13.9	8.6			11.5	+		15
Hibrid	Magyarország	47.5	T	É	Gy	RE	30	66.6	0.0	3.5			1.8	1.8	22.7			1.8	1.8	+		14
Hibrid	Franciaország	47.3	T	É	Gy	RE	19	63.8	0.0					25.0	2.8		2.8		5.6			29
Vadmacska	Olaszország		M	É	Gy,Ü	E	30	65.0							7.0				19.0			46
Vadmacska	UK, Skócia	56.6	T	Té,Ta	Ü	RE	42	48.3	18.4	3.4					29.9							47
Vadmacska	Portugália		M	É	Ü	RE	?			17.0					15.6	2.8			27.0	+		48
Vadmacska	Portugália	40.2	M	É	Ü	E	220	92.9	42.0	17.5					27.4	29.7			2.7	+		49
Vadmacska	Spanyolország	37.3	M	É	Ü	RE	91	65.7	0.8	26.3					5.1	1.7			0.4			50
Vadmacska	Portugália	41.8	M	É	Ü	B	56	48.9	7.9	26.5			7.3		3.8	4.3			1.3	+		51
Vadmacska	Portugália	41.8	M	É	Ü	E	56	67.9	21.4	21.4			5.4		3.6	14.3			25.0	+		51
Vadmacska	Portugália		M	É	Ü	E	131			30.0			5.0		8.0	8.0			25.0	+		52

## Irodalomjegyzék az 1. mellékletekhez

- 1 – Lüps P (1972) Untersuchungen an streunenden Hauskatzen im Kanton Bern. Nat His Museum Bern, Kl Mitt 4:1–8
- 2 – Heidemann von G (1973) Weitere Untersuchungen zur Nahrungsökologie “wildernder” Hauskatzen (*Felis silvestris* f. *catus* Linné, 1758). Z Säugetierkd 38:216–224
- 3 – Goldschmidt-Rothschild von B., Lüps P (1976) Untersuchungen zur Nahrungsökologie “verwilderter” Hauskatzen (*Felis silvestris* f. *catus*) im Kanton Bern (Schweiz). Rev Suisse Zool 83:723–735
- 4 – Pielowski Z (1976) Cats and dogs in the European hare hunting ground. In: Pielowski Z, Pucek Z (eds) Ecology and management of European hare populations. Warszawa, pp 153–156
- 5 – Achterberg H, Metzger R (1978) Untersuchungen zur Ernährungsbiologie von Hauskatzen aus dem Kreis Haldensleben und Stadtkreis Magdeburg. Jahresschrift des Kreismuseums. Haldensleben 19:69–78
- 6 – Achterberg H, Metzger R (1980) Neue Untersuchungen und Erkenntnisse zur Bedeutung der Hauskatze (*Felis silvestris* f. *catus*) für die Niederwildhege. Jahresschrift des Kreismuseums Haldensleben 21:74–83
- 7 – Niewold FJJ (1986) Voedselkeuze, terreingebruik en aantalsregulatie van in het veld opererende huiskatten *Felis catus* L., 1758. Lutra 29:145–187
- 8 – Weber J-M, Dailly L (1998) Food habits and ranging behaviour of a group of farm cats (*Felis catus*) in a Swiss mountainous area. J Zool 245:234–237
- 9 – Ferreira JPSM (2010) Integrating anthropic factors into wildcat *Felis silvestris* conservation in Southern Iberia landscapes. PhD Thesis. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- 10 – Krauze-Gryz D, Gryz J, Goszczyński J (2012) Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. J Zool 288:260–266
- 11 – Lanszki J, Kletečki E, Trócsányi B, Mužinić J, Széles GL, Purger JJ (2016) Feeding habits of house and feral cats (*Felis catus*) on small Adriatic islands (Croatia). North-West J Zool 12:336–348
- 12 – Corbett LK (1979) Feeding ecology and social organization of wildcats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. PhD thesis. University Aberdeen
- 13 – Tranchant A, Vidal E, Kayser Y (2003) Premières données sur le régime alimentaire du chat haret *Felis catus* en situation micro-insulaire Méditerranéenne. Rev Ecol – Terre Vie 58:411–418
- 14 – Biró Z, Lanszki J, Szemethy L, Heltai M, Rand, E (2005) Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. J Zool 266:187–196
- 15 – Bonnaud E, Bourgeois K, Vidal E, Kayser Y, Legrand J (2007) Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean Island. J Mammal 88:1074–1081
- 16 – Millán J (2010) Feeding habits of feral cats *Felis silvestris catus* in the countryside of Majorca Island, Spain. Wildl Biol Pract 6:32–38
- 17 – Ozella L, Cecchetti M, Pessani D (2016) Diet of feral cats during the Scopoli’s shearwater breeding season on Linosa Island, Mediterranean Sea. Ital J Zool 83:589–599
- 18 – Lindemann W (1953) Einiges über die Wildkatze der Ostkarpaten (*Felis* f. *silvestris* Schreber, 1777). Säugetierk Mitt 1:73–74
- 19 – Condé B, Nguyen-Thi-Thu-Cuc, Vaillant F, Schauenberg P (1972) Le regime alimentaire du chat forestier (*F. silvestris* Schr.) en France. Mammalia 36:112–119

- 20 – Sládek J (1973) Jahreszeitliche und jahresbedingte Veränderungen der Nahrung der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) in den Westkarpaten. *Zoologické Listy* 22:127–144
- 21 – Aymerich M (1982) Etude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temminck, 1824) et du chat sauvage (*Felis silvestris* Schreber, 1777) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia* 46:515–522
- 22 – Stahl P (1986) Le Chat forestier d'Europe (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Exploitation des ressources et organisation spatiale. PhD thesis, Université Nancy
- 23 – Kozená I (1990) Contribution to the food of wild cats (*Felis silvestris*). *Folia Zool* 39:207–212
- 24 – Gil-Sánchez JM, Valenzuela G, Sánchez JF (1999) Iberian wild cat *Felis silvestris tartessia* predation on rabbit *Oryctolagus cuniculus*: functional response and age selection. *Acta Theriol* 44:421–428
- 25 – Liberek M (1999) Eco-ethologie du chat sauvage *Felis s. silvestris*, Schreber 1777 dans le Jura Vaudois (Suisse): Influence de la couverture neigeuse. Université Neuchatel. Neuchatel, pp 257
- 26 – Tryjanowski P, Antczak M, Hromada M, Kuczynski L, Skoracki M (2002) Winter feeding ecology of male and female European wildcats *Felis silvestris* in Slovakia. *Z Jagdwiss* 48:49–54
- 27 – Moleon M, Gil-Sánchez JM (2003) Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *J Zool*. 260:17–22
- 28 – Malo AF, Lozano J, Huertas DL, Virgós E (2004) A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *J Zool* 263:401–407
- 29 – Germain E, Ruetter S, Poulle ML (2009) Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France. *Mamm Biol* 74:412–417
- 30 – Piñeiro A, Barja I (2011) Trophic strategy of the wildcat *Felis silvestris* in relation to seasonal variation in the availability and vulnerability to capture of *Apodemus* mice. *Mamm Biol* 76:302–307
- 31 – Apostolico F, Vercillo F, La Porta G, Ragni B (2016) Long-term changes in diet and trophic niche of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Italy. *Mamm Res* 61:109–119
- 32 – Churcher PB, Lawton JH (1987) Predation by domestic cats in an English village. *J Zool* 212:439–455
- 33 – Carss DN (1995) Prey brought home by two domestic cats (*Felis catus*) in northern Scotland. *J Zool* 237:678–686
- 34 – Woods M, McDonald RA, Harris S (2003) Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Rev* 33:174–188
- 35 – Baker PJ, Molony SE, Stone E, Cuthill IC, Harris S (2008) Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* 150:86–99
- 36 – Tschanz B, Hegglin D, Gloor S, Bontadina F (2011) Hunters and non-hunters: skewed predation rate by domestic cats in a rural village. *Eur J Wildl Res* 57:597–602
- 37 – Thomas, RL, Fellowes MD, Baker PJ (2012) Spatio-temporal variation in predation by urban domestic cats (*Felis catus*) and the acceptability of possible management actions in the UK. *PLoS One* 7:e49369
- 38 – Kauhala K, Talvitie K, Vuorisalo T (2015) Free-ranging house cats in urban and rural areas in the north: useful rodent killers or harmful bird predators?. *Folia Zool* 64: 45–56



- 39 – Krauze-Gryz D, Żmihorski M, Gryz J (2016) Annual variation in prey composition of domestic cats in rural and urban environment. *Urban Ecosyst* DOI: 10.1007/s11252-016-0634-1 (in press)
- 40 – Pettersson R (1968) Metodik vid studier av näringsval hos katter. *Zoologisk Revy* 30:3-9
- 41 – Heidemann von G, Vauk G (1970) Zur Nahrungsökologie “wildernder” Hauskatzen (*Felis silvestris* f. *catus* Linné, 1758). *Z Säugetierkd* 35:185–190
- 42 – Spittler von, H. (1978). Untersuchungen zur Nahrungsökologie streunenden Hauskatzen (*Felis silvestris* f. *catus* L.). *Z Jagdwiss* 24:33–44
- 43 – Borkenhagen P (1978) Von Hauskatzen (*Felis silvestris* f. *catus* L., 1758) eingetragene Beute. *Z Jagdwiss* 24:27–33
- 44 – Borkenhagen P (1979) Zur Nahrungsökologie streunender Hauskatzen (*Felis silvestris* f. *catus* Linne, 1758) aus dem Stadtbereich Kiel. *Z Säugetierkd* 44:375–383
- 45 – Baker PJ, Bentley AJ, Ansell RJ, Harris S (2005) Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Rev* 35:302–312
- 46 – Ragni B (1978) Observations on the ecology and behaviour of the wildcat (*Felis silvestris* Schreber 1777) in Italy. *Carnivore Genet Newsl* 3:270–274
- 47 – Hewson R (1983) The food of wild cats (*Felis silvestris*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) in west and north-east Scotland. *J Zool* 200:283–289
- 48 – Fernandes ML (1993) Some aspects of the ecology and systematics of the wildcat (*Felis silvestris*) in Portugal. In: Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Environmental Encounters, Council of Europe Press, Strasbourg, n° 16, pp 89–93
- 49 – Sarmiento P (1996) Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriol* 41:409–414
- 50 – Gil-Sánchez JM (1998) Dieta comparada del gato montés (*Felis silvestris*) y la jineta (*Genetta genetta*) en una area de simpatria de las Sierras Subbéticas (SE Spain). *Miscellánia Zoológica* 21:57–64
- 51 – Carvalho JC, Gomes P (2001) Food habits and trophic niche overlap of the red fox, European wild cat and common genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys* 13:39–48
- 52 – Carvalho JC, Gomes P (2004) Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *J Zool* 263:275–283
- 53 – Liberg O (1984) Food habits and prey impact by feral and house-based domestic cats in a rural area in southern Sweden. *J Mammal* 65:424–432
- 54 – Bonnaud E, Medina FM., Vidal E, Nogales M, Tershy B, Zavaleta E, Donlan CJ, Keitt B, Le Corre M, Horwath SV (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biol Invasions* 13:581–603.

**2. melléklet:** Fészekaljpredátorok hátrahagyott nyomjelei a horvátországi fészektesztben.



Kisemlős (közönséges erdeieger)  
(párhuzamos vékony vonalak)



Házi patkány  
(párhuzamos vastag  
metszőfog-nyomok)



Házimacska\*  
(apró metszőfogak  
egyenes vonalban és  
szemfog-nyom)



Madár



Madár  
(különböző csőrnyomok)



Varjúféle



Kígyó  
(összeroppantott tojás és különböző harapások gyurmatojásán)



Kígyó



Csiga  
(nem ragadozó)

Házimacska\* - a harapásnyom koponyagyűjteményi referencia anyag segítségével készült.

**3. melléklet:** Kisemlősök száz csapdaéjszakára jutó fogásszámok alapján CMR módszerrel számolt abundanciája (Olib sziget, Adriai-tenger).

Kisemlős faj		Ősz		Tavaszi	
		Falu	Külterület	Falu	Külterület
		100 csapdaéjszakára jutó fogásszám			
Közönséges erdeieger	<i>Apodemus sylvaticus</i>	1,25	4,88	3,50	22,63
Házi patkány	<i>Rattus rattus</i>	0,25	0,50	1,00	1,00
Keleti cickány	<i>Crocidura suaveolens</i>	0,13	1,88		
Összesen		1,63	7,25	4,50	23,63

#### 4. melléklet: Olibon megfigyelt madarak abundanciája és dominanciája.

Madárfaj		Ősz		Ősz		Tavaszi	
		Külterület		Falu		Külterület	
		N	%	N	%	N	%
Karvaly	<i>Accipiter nisus</i>	9	1,3	2	0,2		
Jégmadár	<i>Alcedo atthis</i>	1	0,1				
Sarlós fecske	<i>Apus apus</i>					1	0,6
Egerészölyv	<i>Buteo buteo</i>	1	0,1				
Szírti galamb	<i>Columba livia</i>			1	0,1		
Örvös galamb	<i>Columba palumbus</i>	65	9,2				
Dolmányos varjú	<i>Corvus cornix</i>	39	5,5	16	1,7	12	7,5
Nagy fakopáncs	<i>Dendrocopos major</i>	2	0,3				
Vörösbegy	<i>Erithacus rubecula</i>	279	39,5	42	4,6		
Erdei pinty	<i>Fringilla coelebs</i>	39	5,5	67	7,3		
Füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>					13	8,1
Sárgalábú sirály	<i>Larus michahellis</i>	21	3,0	6	0,7	51	31,9
Fülemüle	<i>Luscinia megarhynchos</i>					17	10,6
Barázdabillegető	<i>Motacilla alba</i>	1	0,1				
Szén cinege	<i>Parus major</i>	36	5,1	10	1,1		
Házi veréb	<i>Passer domesticus</i>			18	2,0		
Üstökös kárókatona	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>					2	1,3
Fácán	<i>Phasianus colchicus</i>	3	0,4			10	6,3
Házi rozsdafarkú	<i>Phoenicurus ocrurus</i>	2	0,3	17	1,8		
Csilpcsalpfűzike	<i>Phylloscopus collybita</i>	2	0,3	1	0,1		
Sárgafejű királyka	<i>Regulus regulus</i>	113	16,0	85	9,2		
Cigánycsuk	<i>Saxicola torquatus</i>			1	0,1		
Csicsörke	<i>Serinus serinus</i>	1	0,1	25	2,7		
Balkáni gerle	<i>Streptopelia decaocto</i>			12	1,3	3	1,9
Vadgerle	<i>Streptopelia turtur</i>					1	0,6
Seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>	2	0,3	612	66,4		
Barátka	<i>Sylvia atricapilla</i>	15	2,1			4	2,5
Bajszos poszáta	<i>Sylvia cantillans</i>					38	23,8
Mezei poszáta	<i>Sylvia communis</i>	1	0,1	2	0,2		
Ökörszem	<i>Troglodytes troglodytes</i>	43	6,1	2	0,2		
Feketerigó	<i>Turdus merula</i>	24	3,4	1	0,1	8	5,0
Léprigó	<i>Turdus viscivorus</i>	7	1,0	1	0,1		
Összes egyedszám		706		921		160	
Madár abundancia (n/km/nap), átlag		126,1		434,4		66,7	
		± SE	8,04	169,70		12,49	